



**Universidade de Aveiro** Departamento de Ambiente e Ordenamento  
2008

**Diogo Pinto de Oliveira** Recolha e processamento de plantas aquáticas com  
**Dâmaso** vista à remoção de nutrientes





**Universidade de Aveiro** Departamento de Ambiente e Ordenamento  
2008

**Diogo Pinto de Oliveira Dâmaso    Recolha e processamento de plantas aquáticas com vista à remoção de nutrientes**

dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, realizada sob a orientação científica do Dr. José de Jesus Figueiredo da Silva, Professor Auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

**o júri**

presidente

**Profa. Dra. Maria Helena Gomes de Almeida Gonçalves Nadais**

professora auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

**Prof. Dr. José de Jesus Figueiredo da Silva**

professor auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

**Prof. Dr. José Manuel Monteiro Gonçalves**

Professor adjunto do Departamento de Ciências Exactas e do Ambiente da Escola  
Superior Agrária de Coimbra



## **agradecimentos**

Ao Prof. Dr. José Figueiredo da Silva, orientador desta tese, pela disponibilidade, ensinamentos e na ajuda que prestou durante o trabalho de campo, laboratório e elaboração do relatório.

À Eng.<sup>a</sup> Lurdes do Departamento de Ambiente e Ordenamento pela ajuda no decorrer do trabalho laboratorial.

À Sara Oliveira e Juliana Santos, pela sua amizade, pelo bom ambiente criado no laboratório e por diversas ajudas prestadas.

À Dr.<sup>a</sup> Célia Laranjeira e ao Eng.<sup>o</sup> Sérgio Oliveira da Câmara Municipal de Águeda, bem como ao Eng.<sup>o</sup> Johnny Reis pela disponibilidade e informação que me forneceram acerca de aspectos particulares e importantes da Pateira de Fermentelos.

Aos meus amigos, em particular ao Norberto Monteiro, pelos bons momentos de convívio, bem como pela força dada nos momentos de desânimo.

Aos meus pais, Maria e José, pela compreensão, apoio e encorajamento que sempre me deram.

## palavras-chave

Plantas aquáticas; *Eichhornia crassipes*, *Muriophyllum aquaticum*, remoção de nutrientes, Baixo Vouga.

## resumo

Na área do Baixo Vouga existem extensas zonas em que ocorrem importantes populações de macrófitas, nomeadamente jacinto-aquático (*Eichhornia crassipes*) e pinheirinha-de-água (*Myriophyllum aquaticum*). Tendo em consideração as vantagens e desvantagens da presença destas plantas nos sistemas aquáticos, é obvio que ter o conhecimento da variação sazonal da biomassa e em teor de nutrientes que estas plantas apresentam, em conjunto com a quantificação da sua distribuição espacial é essencial para poder avaliar a evolução das comunidades e consequentemente poder actuar nessa área.

O índice de cobertura da população de jacintos-aquáticos ao longo do troço final do Rio Vouga é de 10,6 %. Foi observado que os jacintos-aquáticos são na sua maior parte transportados pela corrente do rio quando ela é significativa, e que estes iniciam o seu crescimento e expansão no mês de Outubro e vão-se decompondo e desintegrando progressivamente a partir do mês de Dezembro. Se ocorrer remoção destas plantas nessa altura, podem ter um papel importante na gestão dos nutrientes em sistemas aquáticos.

*Eichhornia crassipes* apresentou um teor de humidade de 96% e *Myriophyllum aquaticum* de 92 %. O Azoto está presente em maior quantidade no *Myriophyllum aquaticum* comparativamente a *Eichhornia crassipes*, 2,8% e 1,9% respectivamente, sendo que a percentagem de azoto nesta ultima é maior nas folhas e pecíolos comparativamente às raízes. O conteúdo das raízes em Ferro é muito maior do que na parte aérea e o Potássio é o metal como maior abundância nas duas espécies de macrófitas. A aplicação na agricultura, nomeadamente espalhar as plantas nos campos sem qualquer processo a não ser a secagem ao sol, parece ser a melhor alternativa a usar a nível local.

**Keywords**

Aquatic plants; *Eichhornia crassipes*, *Myriophyllum aquaticum*, nutrient removal, Baixo Vouga.

**abstract**

In the area of Baixo Vouga there are large areas where they occur important populations of macrophytes, including water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and Parrot Feather (*Myriophyllum aquaticum*). Taking into consideration the advantages and disadvantages of the presence of these plants in aquatic systems, it is obvious that having knowledge of the seasonal variation in nutrient content that these plants have, together with the quantification of their spatial distribution is essential to assess the situation.

The rate of coverage of the population of water hyacinths along the Baixo Vouga is 10.6%. Was observed that water hyacinths are mostly transported by the current of the river when it is significant, and they begin their growth and expanded in October and will decomposing and disintegrating gradually starting the month of December. If removal of these plants occur at that time so they can have an important role in the management of nutrients in aquatic systems.

*Eichhornia crassipes* showed a moisture content of 96% and *Myriophyllum aquaticum* of 92%. The nitrogen are present in greater quantity in *Myriophyllum aquaticum* compared to *Eichhornia crassipes*, 2,8% e 1,9% respectively, and percentage of nitrogen in *Eichhornia crassipes* is higher in the leaves and petioles compared to the roots. The content of the roots in Iron is much greater than in the shoot and Potassium is the metal as the greatest expression of two macrophytes. Applying the water hyacinths directly without any other processing than sun drying, seems to be the best alternative in small-scale use.

## Índice

<b>1.</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>1</b>
1.1.	Objectivos e programa de trabalho.....	2
<b>2.</b>	<b>ESTADO ACTUAL DOS CONHECIMENTOS.....</b>	<b>4</b>
2.1	Plantas aquáticas.....	4
2.1.1.	Eichhornia crassipes.....	6
2.1.2.	Myriophyllum aquaticum.....	9
2.2.	Remoção de nutrientes.....	12
2.3.	Gestão das plantas aquáticas.....	14
2.4.	Problemas e métodos de controlo.....	16
2.5.	Potenciais utilizações.....	29
2.6.	O caso da Pateira de Fermentelos.....	36
2.6.1	A remoção de jacintos-aquáticos na Pateira de Fermentelos.....	37
<b>3.</b>	<b>METODOLOGIA.....</b>	<b>41</b>
3.1.	Breve caracterização do Baixo Vouga Lagunar.....	41
3.2.	A área de estudo.....	43
3.3.	Determinação de áreas de cobertura do jacinto-aquático.....	44
3.4.	Colheita e preparação das amostras de plantas aquáticas.....	45
3.5.	Caracterização dos parâmetros da biomassa.....	48
3.5.1.	Determinação do Peso seco ao ar.....	48
3.5.2	Determinação do Peso seco a 105°C.....	49
3.5.3.	Determinação do Teor em Cinzas a 550°C.....	49
3.5.4.	Determinação do Teor em Azoto.....	49
3.5.5.	Determinação do Teor em Fósforo.....	50
3.5.6.	Determinação do Teor em Metais (Sódio, Potássio, Ferro, Cálcio e Magnésio).....	50
<b>4.</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>51</b>
4.1.	Efeitos dos jacintos-aquáticos na área de estudo.....	51
4.2.	Determinação de áreas de cobertura de jacinto-aquático.....	52
4.3.	Combinação de imagens aéreas com fotografias á superfície.....	60
4.4.	Caracterização dos parâmetros da biomassa.....	76
<b>5.</b>	<b>CONCLUSÕES.....</b>	<b>87</b>
	<b>BIBLIOGRAFIA.....</b>	<b>89</b>
	<b>Anexos – Descrição de Métodos e procedimentos.....</b>	<b>I</b>

## Lista de Figuras

Figura 1 – Posição dos diferentes tipos de macrófitas na água.....	5
Figura 2 – Estrutura de <i>Eichhornia crassipes</i> .....	7
Figura 3 – <i>Myriophyllum aquaticum</i> .....	10
Figura 4 – Ceifeira-aquática na Pateira de Fermentelos.....	21
Figura 5 – Tapete e cesto confeccionados com jacinto-aquático.....	34
Figura 6 – Ceifeira-aquática usada na remoção de jacintos-aquáticos.....	37
Figura 7 – Total de biomassa removida da Pateira de Fermentelos de Dezembro de 2006 a Fevereiro de 2008.....	38
Figura 8 – Aspecto da Pateira de Fermentelos em distintas alturas.....	39
Figura 9 – Delimitação e contagem da população de jacintos-aquáticos através da imagem tratada com o software Adobe Photoshop.....	45
Figura 10 – Lançamento do quadrado de madeira.....	47
Figura 11 – Variação dos valores de oxigénio dissolvido em S.João de Loure de 1-15/08/2002.....	51
Figura 12 – Variação dos valores de oxigénio dissolvido em S.João de Loure de 17-31/12/2002.....	52
Figura 13 – Imagens aéreas em Vilarinho.....	52
Figura 14 – Imagens aéreas em Cacia.....	53
Figura 15 – Imagens aéreas em Angeja.....	54
Figura 16 – Imagens aéreas em Angeja.....	55
Figura 17 – Imagens aéreas em Junqueira.....	56
Figura 18 – Imagens aéreas em S. João de Loure.....	57
Figura 19 – Imagens aéreas em Eirol.....	58
Figura 20 – Imagens aéreas de Vilarinho indicando a zona onde foram obtidas as fotografias á superfície.....	61
Figura 21 – Fotografias tiras em diferentes alturas e zonas de Vilarinho.....	63
Figura 22 – Imagens aéreas de Cacia indicando a zona onde foram obtidas as fotografias á superfície.....	64
Figura 23 – Fotografias tiras em diferentes alturas e zonas de Cacia.....	69
Figura 24 – Imagens aéreas de Angeja indicando a zona onde foram obtidas as fotografias á superfície.....	70
Figura 25 – Fotografias tiras em diferentes alturas e zonas de Angeja.....	72

Figura 26 – Imagens aéreas de S. João de Loure indicando a zona onde foram obtidas as fotografias á superfície.....	73
Figura 27 – Fotografias tiras em diferentes alturas e zonas de S.João de Loure..	74
Figura 28 – Evolução sazonal da massa seca a 105°C por unidade de área de cobertura na <i>Eichhornia crassipes</i> nos vários pontos de amostragem.....	78
Figura 29 – Evolução sazonal da massa seca a 105°C por unidade de área de cobertura no <i>Myriophyllum aquaticum</i> nos vários pontos de amostragem.....	79
Figura 30 – Evolução sazonal do teor de humidade na <i>Eichhornia crassipes</i> nos vários pontos de amostragem.....	80
Figura 31 – Evolução sazonal do teor de humidade no <i>Myriophyllum aquaticum</i> nos vários pontos de amostragem.....	80
Figura 32 – Evolução sazonal do teor de Metais na <i>Eichhornia crassipes</i> nos vários pontos de amostragem.....	84
Figura 33 – Evolução sazonal do teor de Metais no <i>Myriophyllum aquaticum</i> nos vários pontos de amostragem.....	85

## Lista de Tabelas

Tabela 1: Apresenta as datas das amostragens e os respectivos locais.....	47
Tabela 2: Lista de métodos de física e análise química de amostras de macrófitas.....	48
Tabela 3: Quantificação da área de cobertura dos jacintos-aquáticos.....	60
Tabela 4: Quantidades de macrófitas recolhidas em cada expedição.....	76
Tabela 5: Quantidade da biomassa húmida e seca (ao ar) na <i>Eichhornia crassipes</i> .....	77
Tabela 6: Quantidade da biomassa húmida e seca (ao ar) no <i>Myriophyllum aquaticum</i> .....	77
Tabela 7: Evolução sazonal de Azoto na <i>Eichhornia crassipes</i> nos vários pontos de amostragem.....	81
Tabela 8: Evolução sazonal de Azoto no <i>Myriophyllum aquaticum</i> nos vários pontos de amostragem.....	81
Tabela 9: Evolução sazonal de Fósforo na <i>Eichhornia crassipes</i> nos vários pontos de amostragem.....	83
Tabela 10: Evolução sazonal de Fósforo no <i>Myriophyllum aquaticum</i> nos vários pontos de amostragem.....	83
Tabela 11: Resumo das médias dos pesos secos ao ar, seco a 105 °C e peso seco sem cinzas.....	85
Tabela 12: Resumo das médias dos teores e das massas de Azoto e Fósforo...	85
Tabela 14: Biomassa estimada por combinação de dados de campo e imagens aéreas para a fase de maior cobertura pelo jacinto-aquático.....	86

## 1. INTRODUÇÃO

Nos ecossistemas aquáticos, sempre que as circunstâncias são propícias ao seu desenvolvimento, as populações de macrófitas têm um papel de relevo na regulação da qualidade da água. Servem de alimento e abrigo a peixes e outros animais, diversificam habitats, impedem ou atenuam a erosão, estabilizam os sedimentos e regulam a disponibilidade de nutrientes na água. Por outro lado, quando a sua proliferação não é controlada podem conduzir a problemas de qualidade do ambiente aquático tais como a redução do oxigénio na água ou o impedimento do fluxo da água, entre outros.

Na área do Baixo Vouga Lagunar existem extensas zonas em que ocorrem importantes populações de macrófitas, nomeadamente jacinto-aquático (*Eichhornia crassipes*) e pinheirinha-de-água (*Myriophyllum aquaticum*). Tendo em consideração as vantagens e desvantagens da presença destas plantas nos sistemas aquáticos, é obvio que ter o conhecimento da variação sazonal da biomassa e em teor de nutrientes que estas plantas apresentam, em conjunto com a quantificação da sua distribuição espacial é essencial para poder avaliar a evolução das comunidades e consequentemente poder actuar nessa área, de modo a minimizar ou até mesmo evitar a ocorrência de situações que possam ser prejudiciais, designadamente a acumulação de material orgânico e concentrações de oxigénio dissolvido baixas. A remoção de macrófitas oferece então, oportunidades para gestão de biomassa e nutrientes em águas eutróficas.

Uma maneira produtiva de controlar o crescimento deverá passar por usar estas plantas para aplicações úteis. Na revisão da literatura encontramos vários estudos sobre a utilização destas plantas, nomeadamente na agricultura, na produção de energia alternativa, no tratamento de águas residuais, na produção de rações para animais e na confecção de artesanatos.



### 1.1. Objectivos e programa de trabalho

Este trabalho aparece para contribuir para aumentar o conhecimento relativamente às macrófitas *Eichhornia crassipes* e *Myriophyllum aquaticum*, nomeadamente às suas capacidades de retenção de nutrientes ao longo dos seus ciclos de vida e aos seus possíveis usos. Os seus objectivos são:

- Determinar a superfície coberta por estas plantas no Baixo Vouga Lagunar.
- Determinar a densidade de biomassa vegetal destas espécies em várias épocas do ano, para estudar a variação sazonal;
- Determinar a acumulação de N e P na biomassa destas espécies em várias épocas do ano, para estudar a sua variação sazonal;
- Determinar a acumulação de nutrientes por unidade de área ao longo do Baixo Vouga Lagunar;
- Avaliar o papel que a recolha destas plantas pode ter na gestão dos nutrientes em sistemas aquáticos;
- Identificar possíveis utilizações com vista á sua valorização após recolha.

Numa primeira etapa a presente dissertação apresenta uma revisão bibliográfica, onde se estabelece o actual estado de arte no que se refere aos aspectos considerados mais importantes para compreender e justificar os objectivos do trabalho realizado.

No capítulo referente á metodologia descrevem-se os métodos de trabalho adoptados que permitiram analisar as plantas aquáticas.

No capítulo dos resultados e discussão são apresentados os resultados obtidos no âmbito das amostragens, nomeadamente a distribuição espacial e a

abundância destas plantas, bem como a variação sazonal do teor em nutrientes e metais.

Para terminar são discutidas as conclusões mais importantes obtidas ao longo deste trabalho.

As principais actividades deste trabalho foram:

- Quatro campanhas de recolha de amostras de plantas aquáticas (Novembro de 2007, Dezembro de 2007, Fevereiro de 2008 e Outubro de 2008), em diversos locais do Baixo Vouga.
- Campanhas mensais para observação e registo fotográfico da evolução das áreas cobertas por jacinto-aquático e pinheirinha-de-água.
- Análise das amostras das plantas aquáticas para determinar o peso seco ao ar, peso seco a 105°C e teores em: humidade, cinza, Azoto, Fósforo, Potássio, Sódio, Magnésio, Cálcio e Ferro.
- Obtenção e tratamento de imagens aéreas ao longo do Baixo Vouga para posterior cálculo das áreas de cobertura do jacinto-aquático.
- Reunião na Câmara Municipal de Águeda com o objectivo de conhecer de forma mais aprofundada a metodologia que está a ser adoptada por esta Autarquia para minimizar e controlar a população de jacintos-aquáticos na Pateira de Fermentelos.



## 2. ESTADO ACTUAL DOS CONHECIMENTOS

### 2.1 Plantas aquáticas

Por plantas aquáticas entendem-se as que crescem dentro, na superfície ou perto do meio aquático, desde que não sejam mais frequentes noutros locais (Dawson, 1988). As formas microscópicas são designadas por micrófitas e incluem microalgas. As formas macroscópicas são designadas macrófitas e incluem macroalgas, líquenes, briófitos, pteridófitos e plantas superiores. As macrófitas existem em ambientes dulçaquícolas, salobro e salgado.

De acordo com Esteves (1998), as macrófitas apresentam grande capacidade de adaptação a diferentes tipos de ambientes dada a sua heterogeneidade filogenética e é, geralmente classificada segundo seu biótipo no meio aquático, nos seguintes grupos ecológicos:

- Macrófitas aquáticas emersas: enraizadas no solo com a maior parte dos caules e folhas fora da água. Exemplo: caniço (*Phragmites australis*)
- Macrófitas aquáticas com folhas flutuantes: plantas enraizadas ou ancoradas ao substrato mas que têm a maioria das folhas flutuando na superfície da água. Exemplo: pinheirinha-de-água (*Myriophyllum aquaticum*)
- Macrófitas aquáticas submersas enraizadas: plantas enraizadas ou ancoradas ao substrato, totalmente submersas na água. Exemplo: *Potamogeton natans*
- Macrófitas aquáticas submersas livres: plantas que permanecem livres submersas na água. Geralmente prendem-se a pecíolos e caules de outras macrofitas. Exemplo: *Lemna minor*

- Macrófitas aquáticas flutuantes: plantas que flutuam na superfície da água, não estando enraizadas ao substrato. Exemplo: jacinto-aquático (*Eichhornia crassipes*)

As formas de vida das macrófitas atrás descritas estão relacionadas com a posição das plantas na água: numa massa de água típica surgem, junto às margens, as macrofitas emergentes; o aumento da profundidade da água dá lugar progressivamente às macrófitas enraizadas com folhas flutuantes, às macrófitas submersas e às flutuantes, como se pode verificar na figura seguinte.

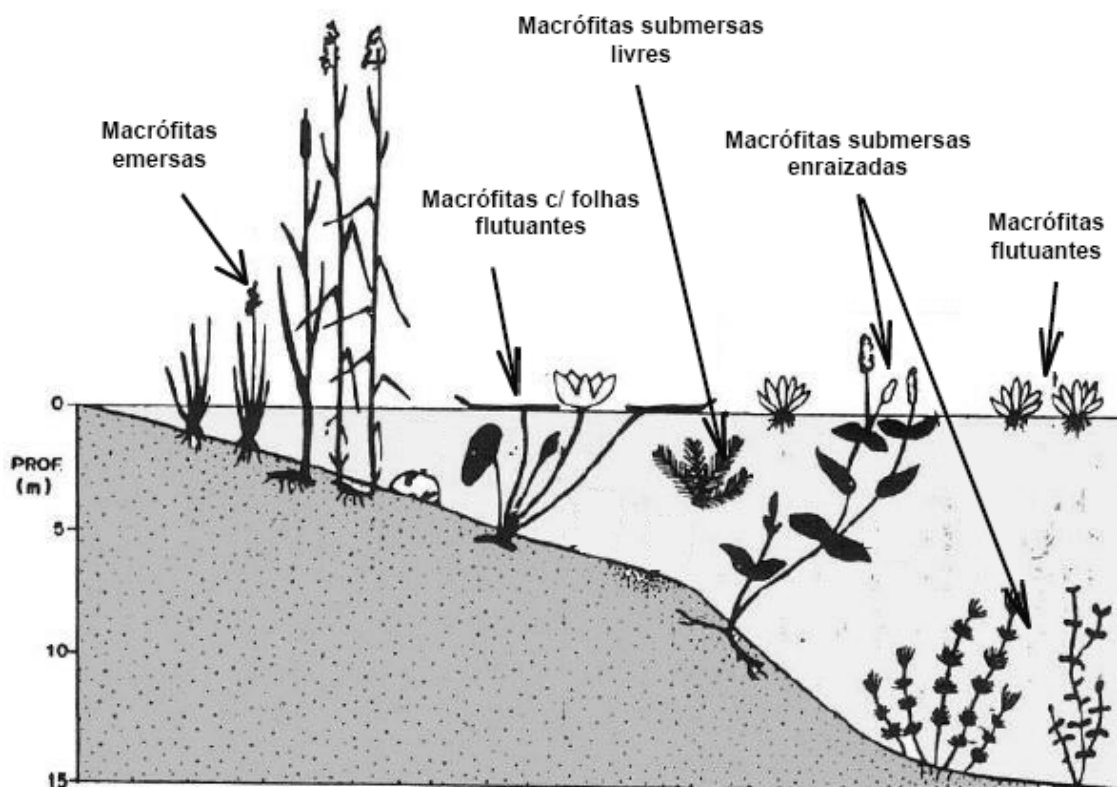


Figura 1 – Posição dos diferentes tipos de macrófitas na água. Fonte: Esteves (1998)

As macrófitas aquáticas desempenham um papel extremamente importante no funcionamento dos ecossistemas e são capazes de estabelecer uma forte ligação com o ecossistema envolvente. Servem de alimento e habitat às

comunidades de invertebrados, bombeiam nutrientes da água e sedimentos, retendo igualmente substâncias tóxicas e produzindo oxigénio dissolvido, nas espécies com folhas submersas. Intervêm na estabilização dos fundos e das margens, bem como na velocidade da corrente. (Wetzel, 1988 e 1989; Kattab & El-Gharably, 1990)

### **2.1.1. *Eichhornia crassipes***

*Eichhornia crassipes* mais conhecido como jacinto-aquático pertence a família *Pontederiaceae*. As descrições ecológicas e taxonomicas de Simpson & Sanderson (2002) definem *Eichhornia crassipes* como uma planta aquática livre flutuante que é composta por ramos de folhas pecíoladas em roseta, inflorescência na parte terminal e numerosas raízes penduradas na água debaixo da planta.

As folhas consistem num pecíolo esponjoso, que permite a flutuação da planta, e que se pode alongar até mais de 1 metro de comprimento. Os limbos são de formato arredondado ou reniforme, dobrando-se para fora. De acordo com Gupta et al. (1996), as folhas não constituem mais de 25% da biomassa total dos jacintos-aquáticos. Os rizomas são curtos e inexpressivos.

Ainda de acordo com Simpson & Sanderson (2002), as raízes desenvolvem-se na base da planta e formam uma massa densa, normalmente 20 – 60 cm de comprimento, entretanto elas podem-se alongar mais. As raízes podem representar até 50% do peso da planta. A inflorescência é uma espiga, cada até 50 cm altura, e tem 8 – 15 flores sésseis (ver figura 2)



Figura 2 – Estrutura de *Eichhornia crassipes*. 1- Flor, 2 – Limbo, 3 – Pecíolo, 4 – Rizoma e 5 – Raiz (adaptado de Simpson & Sanderson, 2002)

O jacinto-aquático reproduz-se sexualmente por sementes e vegetativamente através do desenvolvimento lateral de estolhos na base do pecíolo, de onde surge uma nova planta. (Rebelo, 2002). As sementes são capazes de germinar imediatamente mas podem permanecer dormentes durante 15 – 20 anos. Porém a germinação de sementes em plantas maduras é bastante sensível e esta limitada através de condições de crescimento desfavoráveis como concentrações de oxigénio, luz e temperatura, períodos de dormência, etc. (Barrett, 1980). Para uma rápida propagação a reprodução vegetativa é mais importante (Verma e tal, 2003). As plantas descendentes crescem a partir dos rizomas e a sua população duplica em 6 – 18 dias. Em condições favoráveis de temperatura e de disponibilidade de nutrientes, a propagação vegetativa é muito rápida e pode crescer até densidades muito altas (60 kg.m<sup>2</sup>) (Malik ,2005).

O jacinto-aquático cresce preferencialmente em águas enriquecidas em nutrientes (especialmente azoto e fósforo) e elevadas taxas de crescimento estão sempre associadas com a eutrofização e condições ricas em nutrientes (Rebelo, 2002). Porém, pode tolerar variação considerável em nutrientes, temperatura e níveis de pH. O pH óptimo para o seu crescimento está entre 6 – 8. Pode crescer dentro de uma gama extensa de temperatura de 1 até 40°C (crescimento óptimo situa-se entre 25 - 27.5°C) mas parece que é sensível ao frio (Wilson et al., 2005). Salinidade é o maior constrangimento para o crescimento de jacinto-aquático em regiões litorais na medida em que os níveis de salinidade de 6.0 a 8.0‰ são letais (Olivares and Colonnello, 2000; Muramoto et al., 1991).

O jacinto-áquatico contém mais de 95% de água e 20% (MS) de proteína bruta de acordo com Abdelhamid and Gabr (1991) mas valores mais baixos de proteína bruta já foram divulgados.

Uma pesquisa da literatura indica que o jacinto-aquático é rico em azoto, até 3.2% (MS) (Gunnarsson and Mattsson, 2006). O teor em fósforo varia entre 0,53 % (MS) e 0,32 % (MS) (Abdelhamid and Gabr ,1991). Segundo Yu (1989) o potássio contido no jacinto-aquático pode ultrapassar 5% (MS). O potássio presente nos caules é 4.3% (MS) e 6.6% (MS) nas folhas, mas só 1.4% (MS) na raiz. O conteúdo das raízes em ferro, é muito maior do que na parte aérea (Moreira et al, 1999). Contudo é preciso ter em conta que os nutrientes contidos nos tecidos de plantas de jacinto-aquático dependem directamente das características dos locais e da água onde estas se desenvolvem, podendo assim os valores atrás mencionados apresentar grandes amplitudes.

O jacinto-aquático é originário da Amazónia (Bolenz et al., 1990). A sua distribuição foi influenciada pelo homem que serviu como principal agente de dispersão por todo o mundo. A planta foi trazida por exploradores e naturalistas da América do Sul para a Europa onde foi amplamente cultivada como ornamental devido às suas flores (Rebelo, 2002).

Hoje, o jacinto-aquático está distribuído desde 40° N (Portugal) até 45° S (New Zealand), em rios, lagos, canais, etc. (Rebelo, 2002). Apesar do jacinto-aquático ser cultivado como planta ornamental em quase toda a Europa, só se naturalizou em Portugal (a latitude Norte mais alta de sua gama ecológica), onde



foi noticiada pela primeira vez em 1939 (Moreira et al., 1989). A sua disseminação em proporções preocupantes levou à criação dum grupo de trabalho em 1970 pela Secretaria de estado da agricultura, que culminou na redacção do Decreto-Lei 165/74, no sentido de introduzir medidas tendentes a evitar a disseminação da planta (Moreira et al, 1989).

Nas áreas protegidas o jacinto-aquático tem causado sérias dificuldades. Surgiu no Paul de Boquilobo, zona muito sensível pela sua importância como Reserva da Biosfera, onde chegou a ocupar áreas apreciáveis com possível repercussão para a vida das aves migradoras. Embora nesta reserva, nos últimos anos a gravidade da infestação do jacinto-aquático tenha diminuído, devido à intensa remoção mecânica, é ainda considerável pela obstrução da drenagem e pela competição com as plantas autóctones (Moreira e Ferreira, 2002). Nas cercanias do Paul, algumas plantas de jacinto-aquático foram trazidas, pelas cheias de 1996, para a Alverca da Golegã que ficou totalmente coberta, o que pode estar relacionado com o elevado teor de nutrientes na água. Anote-se que, nesta Alverca, nos últimos anos, mostrou-se claramente, pelo menos temporariamente, a eficiência do combate ao jacinto-aquático com herbicidas com base em glifosato, após a colheita mecânica das grandes massas (Moreira e Ferreira, 2002). Recentemente, além das valas de drenagem, com destaque para as da Lezíria Grande de Vila Franca de Xira, e de troços do rio Sorraia, o jacinto-aquático invadiu o troço final do rio Vouga e a Pateira de Fermentelos, obrigando a drásticas medidas de limpeza.

Douro Litoral, Estremadura, Ribatejo, Alto Alentejo e Beira Litoral são as regiões do país em que está registada a ocorrência desta espécie.

([www.uc.pt/invasoras](http://www.uc.pt/invasoras))

### **2.1.2. *Myriophyllum aquaticum***

*Myriophyllum aquaticum* mais conhecido como pinheirinho-de-água pertence a família *Holragaceae*. A *Myriophyllum aquaticum* é uma planta aquática perene submersa que é composta por folhas emergentes e submersas, caule escassamente ramificado, inflorescência na base das folhas emergentes e

numerosas raízes penduradas debaixo da planta. As folhas estão dispostas em verticilos de 4 a 6 folhas. As folhas submersas têm 3,5 a 4 centímetros de comprimento e 0.8 a 1.2 centímetros de largura com 20 a 30 divisões por folha. As folhas emergentes têm 2,5 a 3,5 centímetros de comprimento e têm 0.7-0.8 centímetros de largura com 6 a 18 divisões por folha (Informações Técnicas Sobre Parrotfeather (*Myriophyllum aquaticum*)). O caule é robusto, escassamente ramificado pode crescer até 2 m de comprimento e 5 mm de diâmetro. Ele espalha-se ao longo da superfície de água ou do solo húmido e emerge mais de 30 centímetros acima do nível da água, ver figura 3.

Os rizomas funcionam como uma estrutura de apoio às raízes e fornecem um impulso para o crescimento emergente durante o Verão.

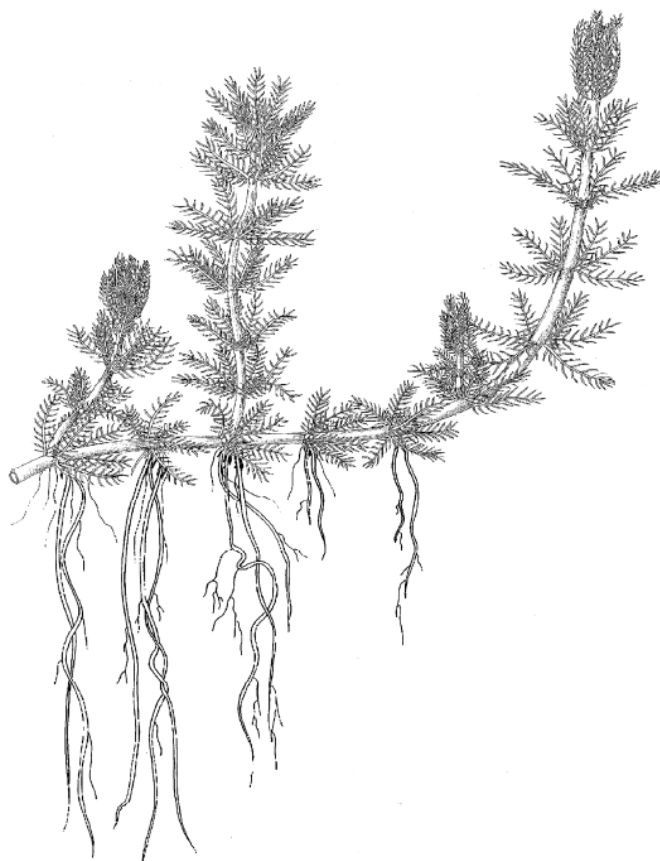


Figura 3 – *Myriophyllum aquaticum* (Oberholzer, 2007)

Fora da sua área de distribuição nativa, reproduz-se exclusivamente de forma vegetativa, por fragmentação dos caules. Ao contrario de outras espécies, não forma auto-fragmentos, mas estes podem ser formados por acções mecânicas, enraizando rapidamente. Os rizomas são resistentes, podendo viajar

longas distâncias. As partes aéreas crescem tanto fora da água como submersas. (ISSG, 2005).

A pinheirinha-de-água existe numa gama de pH de 6,8 a 8,0. A taxa de crescimento no Inverno pode ser nula, mas a planta começa a crescer com a água a temperaturas superiores a 8 ° C. A taxa de crescimento mostra uma relação directa com a temperatura, mas pode ser diminuída por factores limitantes como a concorrência por luz e alta densidade no espaço.

O crescimento da pinheirinha-de-água é facilitada nos canais com menos de 80 cm de profundidade, porque ela cresce a partir do sedimento e depende da disponibilidade PAR (photosynthetic active radiation) (Moreira et al., 1999). No entanto, a profundidades dos canais e rios variam muito durante toda a Primavera e Verão. Uma vez estabelecida, a pinheirinha-de-água geralmente persiste, apesar destas variações, e de fato, ela pode ser encontrada em águas com profundidades muito diferentes e de outras condições aquáticas. A Velocidade e o escoamento da água podem ser os factores mais importantes no controlo da distribuição da pinheirinha-de-água em sistemas fluviais.

Ainda são pouco conhecidas as variações das concentrações de nutrientes disponíveis nos tecidos desta planta. Na literatura consultada apenas foram encontrados resultados relativos aos tecidos do rizoma. Os valores em azoto variam entre 0,14 e 0,34 % (base seca), sendo que é neste tecido onde ocorre maior acumulação deste nutriente, cerca de 50 % do azoto total (Sytsma, 1993). O mesmo autor indicam que os valores do fósforo no rizoma variam entre 0,02 e 0,08 % (base seca), sendo que é neste tecido onde ocorre uma menor acumulação deste nutriente que se acumula maioritariamente no caule, pelo menos 80% do fósforo total, o que é consistente com o referido por outros autores como Domingos (2005).

A pinheirinha-de-água é originária da América do sul, bacia do Amazonas, mas actualmente está presente por todo o mundo, incluindo países como Japão, Austrália, Nova Zelândia, Malásia, América do Norte e África do Sul. A sua distribuição foi influenciada pelo homem que serviu como principal agente de dispersão por todo o mundo (Oberholzer, 2007).

Foi noticiada a primeira vez em Portugal no Rio Vouga e Rio Mondego e foi considerada uma espécie naturalizada em 1961, ocorrendo especialmente em canais de drenagem e irrigação e tributários, preferindo, contudo, os pontos menos profundos da massa de água (Moreira e Ferreira, 2002). Importa referir que a boa adaptação aos sistemas de regadio pode ser igualmente explicada pela sua estratégia de expansão. Actualmente está distribuída por varias regiões e nalguns troços dos Rios Mondego e Vouga a infestação da pinheirinha-de-água é preocupante.

Minho, Douro Litoral, Estremadura, Ribatejo, Alto Alentejo e Beira Litoral são as regiões do país em que está registada a ocorrência desta espécie.

([www.uc.pt/invasoras](http://www.uc.pt/invasoras))

Além do *Myriophyllum aquaticum*, espécie de características invasoras, existe uma espécie similar nativa da Europa, o *Myriophyllum spicatum*, que resiste ao gelo e tolera água salobra. Tornou-se uma espécie invasiva na América do Norte.

## **2.2. Remoção de nutrientes**

As macrófitas são muito importantes para a melhoria da qualidade das águas, uma vez que funcionam como filtros, retêm partículas á medida que a água passa pelas mesmas, e através de mecanismos de absorção e assimilação, elas também são capazes de remover uma grande quantidade de nutrientes de águas poluídas, muitos dos quais ficam retidos no sistema pelos sucessivos ciclos de crescimento, morte e decomposição (Hammer, 1989)

Presentemente, reconhece-se a grande flexibilidade apresentada pelas macrófitas como alternativa de absorção de nutrientes, bem como a importância relativa das várias partes da planta como locais de absorção.

As macrófitas submersas totalmente flutuantes ou com uma ligação muito rudimentar ao substrato, obtêm os nutrientes por absorção directa da água e por praticamente todas as partes do corpo (Wetzel, 2001). Espécies totalmente submersas e enraizadas absorvem indiferentemente nutrientes da água ou dos

sedimentos (Denny, 1987). Também no caso das plantas enraizadas e de folhas flutuantes como o *Myriophyllum aquaticum*, a via de absorção pelos sedimentos é possível e em geral simultânea com a absorção directa (Wetzel, 2001).

As plantas emergentes absorvem apenas pela via radicular e as flutuantes, como o jacinto-aquático pelos sistemas radiculares suspensos na água e pela face abaxial das folhas flutuantes (Denny, 1987). Quando existe ligação a um substrato, as partes subterrâneas são o principal local de absorção de nutrientes, sendo muito vulgarizada a imagem de bomba de sucção (Wetzel, 1988). De facto, mesmo nos habitats aquáticos mais eutróficos, as concentrações de nutrientes na água são muitas ordens de magnitude inferiores às da água intersticial dos sedimentos encharcados e submersos (Wetzel, 1988; Spencer & Bowea, 1990).

As taxas e condições de absorção de nutrientes são muito variáveis para cada tipo de planta e para as várias formas químicas disponíveis (Spencer & Bowes, 1990). Não estando limitadas pela penetração da luz, velocidade da corrente e autoensombramento pelo perifiton, nem tão pouco pelas fontes de carbono inorgânico, as plantas emergentes apresentam as maiores taxas de absorção e crescimento. Os nutrientes limitantes são essencialmente o azoto e o fósforo.

O azoto é principalmente absorvido sob a forma de iões amónia, presentes em concentrações elevadas nos sedimentos. Contudo, os nitratos são também absorvidos, sobretudo a partir da coluna de água, bem como azoto combinado, originado por bactérias fixadoras. A principal forma de fósforo absorvida a partir da coluna de água são os fosfatos (Spencer & Bowes, 1990). Waisel et al. (1990) encontram maiores taxas de translocação de fósforo dos caules e folhas submersas em direcção às raízes do que no sentido oposto, sendo de opinião que os fosfatos solúveis são rapidamente absorvidos, enquanto a maior parte das formas de fósforo nos sedimentos se encontram precipitadas e fixadas, podendo formar-se zonas de deplecção junto às raízes. Segundo Xie (2004) a *Eichhornia crassipes* consegue distribuir facilmente as fontes de fósforo pelas várias partes da planta em condições variáveis de disponibilidade deste nutriente. Ainda segundo este autor, estudos mostram que esta planta em ambientes com reservas de nutrientes variáveis aplica proporcionalmente uma baixa quantidade

de nutrientes para o desenvolvimento mantendo uma elevada reserva de nutrientes para maximizar os benefícios durante períodos de stress.

As plantas podem também alterar outros aspectos do seu sistema da raiz para se adaptar as variações de disponibilidade de nutrientes no meio ambiente. Por exemplo, em condições de reduzida disponibilidade de nutrientes, as plantas conseguem aliviar esse período de stress mudando os parâmetros dinâmicos de absorção de nutrientes e a plasticidade no sistema da raiz. (Xie, 2004).

A libertação de nutrientes para a coluna de água ocorre quando a planta entra em estado de decomposição (Wetzel, 2001). Por exemplo a diminuição de azoto nos estágios iniciais de decomposição ocorre devido a perdas de azoto na forma de amónia, que dependem do tipo de material e da proporção C/N.

### **2.3. Gestão das plantas aquáticas**

As plantas aquáticas fazem parte dos ecossistemas de água doce e são necessárias para a sua manutenção num estado próximo do equilíbrio pelo que não é a simples presença, em populações mais ou menos numerosas, que as tornam automaticamente infestantes aquáticas requerendo, eventualmente, medidas de combate.

A utilização de critérios que integrem, nomeadamente, dados populacionais e de bioecologia das espécies presentes numa massa de água é desejável para a identificação das infestantes aquáticas.

Na bioecologia das macrófitas deve-se ter em conta a forma de crescimento, morfologia e tamanho das plantas e os meios e velocidade de propagação.

Quanto às formas de crescimento, a posição de uma macrófita na massa de água é determinante para os prejuízos que possa causar. Embora todos os tipos de macrófitas possam potencialmente provocar prejuízos, na maior parte das vezes são as que crescem no leito ou na superfície da água que maiores problemas acarretam. Mesmo entre as macrófitas emergentes, são as que possuem alguma capacidade de invadir o leito das massas de água que causam mais inconvenientes. Por outro lado, a forma de crescimento das plantas que

dominam numa massa de água depende em grande medida da sua profundidade e turbidez.

A forma e tamanho das plantas determinam também, em grande parte, os prejuízos que causam. Por exemplo, entre as plantas flutuantes *Eichhornia crassipes*, *Lemna spp.* e *Azolla filiculoides* é, geralmente a primeira a mais prejudicial em boa parte devido ao seu maior tamanho.

A velocidade de crescimento de cada planta e a sua biologia reprodutiva são também importantes. As piores infestantes aquáticas são, em geral, plantas com reprodução vegetativa muito rápida e de crescimento acelerado em condições favoráveis. Um caso típico de uma planta com estas características é o jacinto-aquático (*Eichhornia crassipes*).

A bioecologia das plantas é também determinante das técnicas e meios de combate, sendo o seu sucesso dependente, em grande medida, de factores como a posição na água, a capacidade de regeneração após a morte de grande parte da população e a facilidade de acesso às plantas.

Os dados populacionais, relacionados com a bioecologia das espécies, são os mais facilmente avaliados no terreno e, como tal, merecem especial realce, destacando-se tanto a distribuição de cada espécie como a sua intensidade nos locais em que é encontrada. Isto é, o grau de infestação deve-se medir pelo número de vezes em que a planta ocorre e pelos níveis populacionais atingidos e não simplesmente pela presença.

Podem-se tentar obter níveis ou índices populacionais, de cobertura ou biomassa, por exemplo, acima dos quais a população ou conjunto de populações de plantas aquáticas devam ser combatidas.

Sabendo que apenas quando crescem em excesso as plantas aquáticas se tornam nocivas, alguns autores propõem o conceito de densidade ou biomassa máxima tolerável, que se poderia aplicar a cada situação. Por exemplo, Dawson (1981) e Westlake, (1981) concordam que, na maioria das situações é tolerável uma biomassa entre um quarto e metade da biomassa máxima possível. Kern-Hansen & Holma (1982) fazem o cálculo da biomassa máxima tolerável de plantas aquáticas em rios dinamarqueses, chegando á conclusão de que, para minimizar os riscos de cheias, aquele valor se situaria entre 100 e 200 g/m<sup>2</sup> de

peso seco, dependendo do desnível de cada rio e da utilização dos terrenos envolventes.

Todos os autores concordam, no entanto que, todos estes valores têm que ser calculados caso a caso e que são em geral mais eficazes medidas tendentes a conservar as populações de plantas aquáticas em densidades abaixo dos máximos toleráveis do que medidas de erradicação, geralmente mal sucedidas.

Serão assim consideradas infestantes aquáticas as plantas que tiverem populações disseminadas pela massa de água em questão (ou pelo menos cuja ocorrência não seja apenas ocasional) e que, em alguns locais, atinjam níveis populacionais elevados, susceptíveis de prejudicar a utilização da água.

Desta forma, o combate às infestantes aquáticas não deve visar a erradicação das plantas (salvo talvez no caso de algumas plantas exóticas) mas a sua manutenção em densidades compatíveis com a boa utilização dos recursos hídricos. Mais que um combate tendo em vista a erradicação das infestantes aquáticas, é conveniente fazer uma gestão da vegetação aquática de forma a compatibilizar os interesses em jogo (van Zon, 1982). Assim, na terminologia utilizada correntemente para tratar dos problemas das infestantes aquáticas, um dos conceitos mais comuns é o de gestão das plantas aquáticas (“aquatic plant management”) ou gestão da vegetação dulciaquícola (“freshwater vegetation management”), como denominou Gangstad (1986) o seu manual.

## **2.4. Problemas e métodos de controlo**

As plantas aquáticas que fazem parte integrante dos ecossistemas de água doce podem-se tornar nefastas quando desenvolvem populações muito densas. Como principais prejuízos por acção das infestantes aquáticas indicam-se os seguintes:

- Interferência na passagem de barcos e nas actividades recreativas – especialmente as plantas submersas e as flutuantes podem complicar a passagem de barcos (Gopal, 1990). As plantas submersas são, muitas



vezes, um obstáculo para os motores dos barcos enquanto amplas massas de plantas flutuantes devido à sua mobilidade podem ocupar toda a largura de um canal ou rio, prejudicando o transporte fluvial, o acesso de barcos a zonas de pesca ou o uso de massas de água para lazer como natação, pesca e desportos náuticos.

- Obstrução do fluxo da água – um bom escoamento da água para rega ou água de drenagem pode ser dificultado pelo crescimento acentuado de plantas aquáticas. Este é o tipo de prejuízo mais frequentemente atribuído às infestantes aquáticas e faz-se sentir com maior intensidade em rios, canais, e valas de reduzida secção, pouca profundidade e em que o movimento da água é lento. Pitlo (1990) recomenda até o sobredimensionamento e o aperfeiçoamento do desenho dos canais como forma de contribuir para a resolução deste problema.
- Redução da oxigenação da água – uma vegetação acentuada de plantas aquáticas com os órgãos fotossintéticos submersos pode originar flutuações muito grandes nos teores de oxigénio dissolvido. Elevadas taxas de fotossíntese durante o dia alternam com grandes consumos de oxigénio à noite (van Zon, 1982). As plantas flutuantes também contribuem para a diminuição da oxigenação da água, quando formam um “tapete” superficial, diminuem a área de interface ar/água impedindo a difusão do oxigénio na água e a respiração radicular pode, também, ter o mesmo efeito de diminuição do oxigénio dissolvido na água. Por outro lado, a decomposição das plantas mortas, naturalmente ou como resultado da aplicação de medidas de combate faz, também, diminuir o oxigénio dissolvido. (Monteiro, 1989)
- Perdas de água por evapotranspiração – admite-se, geralmente, que uma densa massa de plantas aquáticas flutuantes ou emersas perde mais água por evapotranspiração que a mesma superfície sem vegetação. Os dados disponíveis variam bastante, tanto sobre as espécies como em relação ao

ambiente em que foram realizadas as experiências. Saelthun (1994) sugere que a taxa de perda de água devido a evapotranspiração pode ser cerca de 1.8 vezes o de evaporação da mesma superfície mas livre de plantas (mas valores mais altos foram já relatados). Para *Eichhornia crassipes*, de Groot (1993) refere perdas de água 3,5 vezes superior à evaporação. Embora haja algumas divergências entre os vários autores, pode-se afirmar que uma densa cobertura de infestantes aquáticas incrementa apreciavelmente a perda de água por evapotranspiração, especialmente em climas quentes e secos.

- Redução da secção e da capacidade de armazenamento – no caso de pequenas massas de água em que a capacidade de armazenamento é crucial, o volume ocupado pelas infestantes aquáticas pode reduzir a água disponível. A presença de plantas no leito de canais ou nas margens, além de reduzir directamente a superfície da secção e o fluxo da água (Plito 1990; van Zon, 1982), favorece a sedimentação, podendo a prazo potenciar estes efeitos e diminuir a capacidade de armazenamento de água.
- Redução da biodiversidade – as infestantes aquáticas podem causar graves prejuízos na conservação da natureza, como se documentou acima, por concorrerem com a flora espontânea, diminuindo a sua expressão ou mesmo destruindo-a, muitas vezes com repercussões negativas na fauna selvagem por esta depender da vegetação nativa ou pela dificuldade de acesso à água, tornando-se assim infestantes ambientais.
- Problemas de saúde pública – as infestantes aquáticas podem proporcionar habitats e alimentação favoráveis ao desenvolvimento de vectores de doenças humanas, como malária, bilharziose, encefalite ou filariose. Microorganismos causadores de doenças podem também encontrar habitat favorável em algumas plantas aquáticas. Por exemplo, Spira et al. (1981) afirma que o jacinto-aquático concentra nas raízes o bacilo da cólera e defendem que esta planta esteve na origem de epidemias da doença em países como o Bangladesh.

- Decréscimo da produção de alimentos – como salientam Gopal (1987) e Okafor (1982), entre outros, a produção de peixe e de vegetais para alimentação humana ou animal pode ser muito prejudicada pelas infestantes aquáticas devida à diminuição da água disponível e da sua qualidade, além de outras causas.
- Danos em sistemas hidroeléctricos – a acumulação de densas massas de plantas, sobretudo flutuantes, nas albufeiras de barragens, pode causar graves problemas nas tomadas de água de centrais hidroeléctricas.

Os principais métodos usados para prevenir a expansão e até mesmo erradicar as infestantes aquáticas podem agrupar-se em físicos, químicos e biológicos.

Visto que qualquer um dos métodos tem as suas vantagens e desvantagens e que a utilização exclusiva de um método de controlo não permite a obtenção de resultados satisfatórios e duradouros, uma integração específica dos diferentes métodos é desejável (Gutiérrez et al., 2000). A protecção integrada pode ter assim um papel importante, ao permitir a selecção e combinação dos meios de combate mais adequados à redução da densidade das infestantes e ao mesmo tempo reduzir os impactes negativos nos sistemas aquáticos.

#### Controlo físico

O combate das infestantes aquáticas por meios mecânicos é um dos meios mais antigos mas é, ainda hoje, dos mais utilizados, quer cortando plantas, quer por limpeza das margens e leito das massas de água.

O corte e remoção manuais das plantas são o método mais simples, utilizam-se em geral instrumentos adaptados dos trabalhos agrícolas, como por exemplo gadanhas, foices e ancinhos. (Westlake & Dawson, 1982) Há dois grupos principais de equipamentos: os que trabalham a partir das margens,

frequentemente acoplados a tractores ou outras máquinas agrícolas, e os que trabalham no leito das massas de água. Merece destaque a prática de colheita das plantas aquáticas na Ria de Aveiro e na Pateira de Fermentelos designada por apanha de moliço. Esta actividade que produzia um produto para uso na agricultura era feita a partir de barcos apropriados (bateiras ou barcos moliceiros) por meio de ancinhos que rapavam o fundo arrancando as plantas aquáticas enraizadas no sedimento.

As máquinas podem apenas destruir as plantas, deixando os detritos no leito e nas margens ou fazer a colheita e remoção, inclusivamente para usos posteriores. É geralmente de toda a conveniência a remoção de plantas destruídas. Além de libertar o espaço ocupado pelas plantas, evita a sua decomposição no interior da água com efeitos indesejáveis e a dispersão de fragmentos que provoquem reinfestações. Permite ainda remover nutrientes do sistema aquático. Outro aspecto a ter em conta é a programação no tempo das operações de corte e remoção, determinante para o sucesso da operação.

Segundo Gunnarsson & Mattsson (2006), actualmente as infestantes aquáticas são apenas removidas para controlar a sua propagação quando os métodos químicos ou biológicos são proibidos ou ineficazes. Isto porque a remoção mecânica é muito demorada e dispendiosa, uma vez que implica a aquisição de maquinaria de corte e remoção, veículos para transporte das infestantes removidas, e outros custos de operação. No entanto este método tem muitas vantagens, que são: remoção de nutrientes em excesso, resultado imediato sem danos para o ecossistema; os corpos de água podem ser usados mais amplamente (por exemplo, para irrigação de áreas de agricultura e provisão de água para consumo humano); os métodos mecânicos são utilizáveis em cursos de água como também em sistemas de água fechados. Outra vantagem da remoção é que torna possível usar os infestantes recolhidos para valorizar os nutrientes, por exemplo, na agricultura. (Gunnarsson & Mattsson, 2006). A remoção das infestantes não é isenta de impactes negativos: pode favorecer a erosão e, eventualmente, ter consequências negativas a prazo na estrutura das comunidades (Nichols & Lathrop, 1994)

Para remoção mecânica das infestantes em valas podem-se usar escavadoras, que fazem periodicamente a limpeza do talude e leito das valas, ao mesmo tempo que procedem ao reperfilamento destas.

Em canais e lagos, como por exemplo na Pateira de Fermentelos, têm sido utilizadas ceifeiras-aquáticas que são máquinas equipadas com mecanismos de corte e remoção, como se mostra na figura 4. Face ao desenvolvimento da maquinaria de recolha, certamente que a remoção manual só muito pontualmente terá lugar.



Figura 4 – Ceifeira-aquática na Pateira de Fermentelos

A redução de luz é outro meio de controlo físico. Para crescerem vigorosamente, as macrófitas necessitam de muita luz. A redução da luz que chega aos órgãos fotossintéticos das plantas pode ser, assim, uma das formas de evitar que atinjam densidades prejudiciais. Há várias formas de redução da luz para combater as infestantes aquáticas: promover o crescimento de árvores nas margens; cobrir valas e canais com redes ou telas opacas à luz; diminuir a penetração da luz na água, aumentando a turbidez desta, por exemplo, através de peixes fossadores. (Moreira, 1998) Estas medidas, mesmo tendo reduzidos impactes negativos, nem sempre são aplicáveis. A plantação de árvores nas

margens é muitas vezes difícil ou indesejável e o ensoambramento com redes ou telas só é praticável em pequena escala.

A alteração do nível de água também é procedimento usado no controlo do crescimento de plantas aquáticas. Consiste em alterar a altura da lâmina de água, permitindo acumular ou reduzir de água no lago. Este procedimento modifica o regime de luminosidade, para as plantas submersas, e diminui a cota da lâmina de água reduzindo a área potencial para colonização no sedimento tanto para as emersas como para as submersas. Como ponto negativo a modificação da altura da lâmina de água interfere na hidrodinâmica de todo sistema, alterando o padrão de estratificação e de luminosidade. Além disso, a rápida liberação da água pela descida de todas as comportas de um reservatório pode ser utilizada como procedimento para remoção das macrófitas aquáticas do sistema.

Marchi *et al.* (2005b) conduziram estudos com o objectivo de avaliar os efeitos da aplicação de chama no controlo de algumas espécies de macrófitas. Os autores observaram, reduções significativas na produção da biomassa seca das espécies.

### Controlo químico

Os herbicidas são um meio de combate a infestantes aquáticas relativamente eficientes. A luta química é geralmente considerada mais económica que os meios mecânicos e pelo menos a curto prazo, que a luta biológica (Alimi & Akinyemiju, 1990). Embora seja de acção mais lenta que os meios mecânicos, em geral produz efeitos durante mais tempo. As aplicações dos herbicidas em plantas flutuantes e submersas são mais difíceis e os efeitos secundários indesejáveis são mais frequentes, porque muitas vezes os herbicidas tem que ser aplicados na água.

Várias substâncias activas têm sido utilizadas ao longo do tempo para combate a infestantes aquáticas: 2,4-D, diquato, glifosato, paraquato, diurão, terbutrina, diclobenil, dalapão, acroleína, glufosinato de amónio, imidazolina, entre outras (Moreira, 1998). A aplicação de pesticidas na água envolve mais riscos de efeitos secundários do que nas aplicações em terra, sobretudo pela

maior mobilidade dos pesticidas e seus produtos de degradação naquele meio. Se não forem rapidamente degradados ou imobilizados os pesticidas podem ser levados pela corrente até consideráveis distâncias e aí causarem problemas. Assim, os herbicidas para uso na água devem ser não persistentes, tendo um curto tempo de degradação e/ou rápida absorção.

Os efeitos dos herbicidas variam muito em função dos locais onde são aplicados, dos modos de aplicação e das substâncias activas utilizadas. Consideram-se três tipos de consequências primárias resultantes da aplicação de um herbicida num ecossistema: morte das infestantes, morte de outras plantas susceptíveis e morte de animais susceptíveis (Mitchel, 1986).

Grande parte dos efeitos colaterais indesejáveis advêm da morte dos organismos não alvo, que provocada directamente pelos herbicidas ou como resultado da degradação massiva das infestantes combatidas com o consequente decréscimo do oxigénio dissolvido, prejudicial para fauna aquática (Monteiro, 1989). Esta desoxigenação da água deve-se á decomposição das plantas mortas e é muitas vezes a principal causa de morte de peixes na sequência de tratamento com herbicidas de áreas densamente povoadas por infestantes aquáticas.

Em Portugal foram realizados, nas décadas de 70 e 80, vários ensaios de eficácia de herbicidas contra *Eichhornia crassipes* e *Myriophyllum aquaticum*. Segundo Moreira (1999) as substâncias activas consideradas mais eficazes foram diquat, 2,4-D amina e glifosato contra o jacinto-aquático. Os dois primeiros apresentavam o inconveniente de um intervalo de segurança largo para utilização de água para rega. O controlo com diquat e 2,4-D amina foi superior ao obtido com glifosato.

Todavia esta substância activa, que se degrada rapidamente na água, não requer intervalo de segurança em qualquer época. Ainda segundo o mesmo autor, apesar do preço relativamente elevado das formulações de glifosato, em face dos resultados de aplicações extensivas, realizadas em vala principal (Vala Mar de Cães) com um pulverizador montado em barco, em 1981 (2 Km), 1983 (6 Km) e 1984 (4 km), conclui-se pelo possível interesse na sua aplicação após a limpeza mecânica e antes que o crescimento do jacinto-aquático atingisse 1-2 m a partir

das margens, permitindo a diminuição da periodicidade da limpeza mecânica; admitiu-se que duas, ou mais, aplicações no período de intenso crescimento poderiam evitar a cobertura habitual das valas de jacinto-aquático que obrigam à limpeza mecânica anual.

Em 1986 e 1987 foram realizadas experiências para controlar o *Myriophyllum aquaticum* pelo mesmo autor. Os resultados obtidos no Verão de 1986 mostraram que o glifosato apresenta alguma eficácia, mas mais reduzida que 2,4-D amina, e permitiu uma rápida reinfestação, mesmo depois de uma segunda aplicação dois meses depois. Diquato teve um efeito inicial nas partes emergentes das plantas mas não matou a vegetação submersa e os rizomas. No Outono do mesmo ano, diquato e glifosato apresentaram uma eficácia mais reduzida em relação às aplicações efectuadas no Verão. A 2,4-D amina apresentou uma eficácia entre 20 e 100 %. A reduzida eficácia do diquato, glifosato e parte da 2,4-D amina pode ser explicada pela baixa profundidade da água (5 a 15 cm). Para além da profundidade da água, o tempo de tratamento, a taxa de crescimento e a biomassa inicial podem ter sido um importante factor.

De facto 2,4-D amina é um herbicida solúvel na água que pode ser absorvido mesmo pelas folhas submersas e raízes; se a água é profunda o ingrediente activo tem um tempo mais longo de acção e pode ser absorvido completamente pela planta. O herbicida não deve ser aplicado sobre infestações muito densas e a recolha mecânica deve preceder o controlo químico quando a cobertura de biomassa é superior a 50 %. Segundo alguns autores a altura óptima para o controlo químico para a maioria das infestantes aquáticas é durante a fluorescência ou imediatamente antes. Estes resultados suportam esta observação, uma vez que, a maior eficácia foi encontrada com a aplicação em Abril, o período de intensa fluorescência do *Myriophyllum aquaticum*.

No final da década de 90, Machado & Rocha, (1998) relatam o efeito duradouro do glifosato, contra a pinheirinha-de-água nos canais de drenagem do vale do Mondego, mas aplicado após esvaseamento do canal. Resultados satisfatórios no controle químico de *Myriophyllum aquaticum* foram observados por MacDonald & Langeland (2001), mostrando que o herbicida 2,4-D apresentou excelente controle desta planta. Um estudo mais recente, efectuado na Faculdade



de Ciências Agronómicas/UNESP, indica que inicialmente, o herbicida diquato foi o composto que proporcionou os sintomas mais severos de intoxicação às folhas e aos ramos da pinheirinha-de-água, promovendo queimaduras severas que evoluíram para necroses e, em seguida, para uma aparente morte das plantas.

Já para o herbicida glifosato, os sintomas visuais e iniciais foram o amarelecimento de folhas e ramos, seguido de queimaduras e necroses. No caso do 2,4-D, o sintoma inicial foi encarquilhamento dos ramos e o consequente quebra dos mesmos, havendo posteriormente o apodrecimento e a morte da planta.

### Controlo biológico

A luta biológica, definida como utilização de organismos vivos para fazer decrescer as populações de infestantes aquáticas até níveis aceitáveis, tem-se desenvolvido bastante nos últimos anos e é hoje correntemente aplicada em muitos países.

Podem-se considerar três vertentes na luta biológica contra infestantes aquáticas: uso de organismos selectivos, com acção contra uma ou poucas espécies; uso de organismos não selectivos com acção sobre todas ou quase todas as infestantes presentes; uso de plantas que compitam com as infestantes para um ou mais factores de crescimento críticos (Rebelo, 2002) Os organismos selectivos podem-se considerar de duas formas: luta biológica clássica – introdução de um agente fora do seu habitat de origem; faz-se em geral contra infestantes exóticas, trazendo da sua região nativa uma antagonista que não as acompanhou para a região onde foram introduzidas; luta biológica inundativa – incremento da densidade populacional de um agente limitante da infestante que pode ocorrer naturalmente na região onde a planta causa problemas.

Em relação aos outros meios de luta disponíveis, a luta biológica contra infestantes aquáticas é, em geral, de acção mais lenta e mais prolongada no tempo, sendo portanto mais indicada para manutenção das infestantes em densidades baixas do que para utilizações de emergência quando a densidade das plantas já é elevada (Moreira, 1998). Muitas vezes é mesmo recomendável

baixar a densidade populacional das infestantes, recorrendo a outros meios de luta, antes da introdução dos agentes de luta biológica.

Segundo Robson (1977), para luta biológica ser bem sucedida em climas temperados, os organismos a utilizar devem ser específicos para o hospedeiro ou confinados ao meio aquático (específicos da água ou das plantas aquáticas), terem capacidade de sobrevivência no Inverno e não destruírem toda a vegetação. Os custos da luta biológica podem ser mais elevados na fase de implementação que os custos da luta química ou dos meios mecânicos mas, a longo prazo, são em geral inferiores. Os organismos mais usados em luta biológica contra infestantes aquáticas são insectos, fungos e peixes, embora haja também referências a outros animais e ao uso de plantas competidoras.

Conhecem-se hoje algumas dezenas de insectos, nomeadamente insectos, para combate a infestantes aquáticas. A variante mais utilizada e mais promissora é a luta biológica clássica, o que se pode atribuir à origem exótica de grande parte das infestantes aquáticas mais importantes.

Para combate ao jacinto-aquático conhecem-se alguns insectos que já demonstraram a sua eficiência. É o caso, por exemplo, do *Neochetina eichhorniae* e *N. bruchi*, que se alimentam das folhas e dos pecíolos daquela planta (Rebelo, 2002). Estes agentes biológicos juntamente com o lepidóptero *Sameodes albigutalis*, são as espécies que têm sido utilizadas (em combinação ou não com outros agentes) com maior sucesso em programas de luta biológica, a nível internacional. (e.g., Índia, Argentina, Egipto, Sudão, EUA, Austrália). Todavia tem-se encontrado limitações importantes na acção deste insecto, nomeadamente quando se procede à aplicação de outras medidas de combate, como a luta química; neste caso a destruição rápida das populações das plantas hospedeiras impossibilita a manutenção dos insectos e a recolonização do jacinto é mais intensa do que a das populações dos insectos inviabilizando o controlo biológico (Moreira, 1998).

Contra o *Myriophyllum aquaticum*, que nalguns locais da África do Sul tem importante expressão, foram efectuadas largadas, em 1994, do crisomelídeo *Lysathia sp.* (Cilliers, 1998) cuja evolução ao final de três anos se mostrou prometedora para o combate à infestante.

Embora hajam pelo menos 20 famílias de peixes com representantes herbívoros de água doce, os mais utilizados em luta biológica contra infestantes aquáticas provêm das famílias *Cichlidae* e *Cyprinidae* (Okeyo, 1989). É desta última família o único peixe utilizado em larga escala em luta biológica contra infestantes aquáticas: a carpa herbívora, *Ctenopharyngodon idella*, também conhecida na língua inglesa por “grass carp”. Esta espécie apresenta algumas características que a tornam de grande utilidade: comedor voraz de grande variedade de plantas; tolerante a uma ampla gama de condições ambientais; em regra, não se reproduz naturalmente fora do seu habitat nativo e tem longevidade relativamente grande, o que permite a gestão dos efectivos populacionais. Saliente-se que, recentemente, nos E.U.A., se utiliza uma variante triploide para melhor garantir a não reprodução natural das populações.

Segundo Catarino (1995), em 1994, foram importadas da Holanda carpas herbívoras jovens tendo-se efectuado, em tanques experimentais de plástico, dois testes de preferência alimentar com espécies vegetais que se repetiram em 1995 com os mesmos peixes. Os ensaios do primeiro ano mostraram taxas de consumo de jacinto-aquático baixas, ou seja de quase rejeição se presentes outras espécies. No segundo ano, com as carpas já com mais um ano de idade a taxa de consumo de jacinto-aquático subiu mas as carpas continuaram preferir outras espécies. Ainda no Verão do mesmo ano, foram efectuados ensaios, em tanques de terra do Centro Aquícola da Azambuja, com jacinto-aquático e pinheirinha-de-água. A carpa herbívora impediu o crescimento da primeira, devido ao consumo acentuado das raízes, mas não teve efeito significativo sobre a segunda. Finalmente em Agosto de 1996, transferiram-se carpas já com mais de 2 anos para tanques de plástico alimentadas com ambas as espécies exóticas, verificando-se um consumo diário da ordem dos 10% do peso das carpas para ambas as espécies; as carpas consumiram raízes e parte externa das folhas do jacinto-aquático e a maior parte dos tecidos da pinheirinha-de-água.

Observou-se, pois, que com o aumento da idade diminuiu a selectividade alimentar da carpa herbívora; no entanto as duas infestantes aquáticas não estão entre as plantas mais preferidas, pelo que a sua utilização em luta biológica teria de ser cuidadosa, evitando fugas, para não desequilibrar a vegetação nativa. As

duas principais consequências negativas apontadas para a introdução da carpa herbívora dizem respeito a um aumento da turvação e eutrofização do meio aquático e ao desaparecimento potencial das comunidades de macrofitas.

A luta biológica com fungos e outros agentes patogénicos pode ser feita pela técnica clássica e pelo uso de herbicidas microbianos (Moreira, 1998). São produzidos a partir de patogénios nativos ou exóticos, cultivados *in vitro* em larga escala.

Em geral, na aproximação clássica, mais adequada para infestantes exóticas, só é necessário libertar o patogénio, trazido da região de origem da infestante, numa pequena parte da região afectada. Uma densidade elevada da infestante fornece um extenso campo de acção para o patogénio, ajudado, em alguns casos, por uma perda de resistência da infestante como resultado da separação espacial e temporal do patogénio.

Vários fungos têm sido referidos como potenciais agentes de luta biológica contra infestantes aquáticas. A planta alvo para a qual têm sido feitos mais estudos é o jacinto-aquático, sendo referidos os fungos *Cercospora rodmanii*, *C. piaropi*, *Alternaria eichhorniae*, *A. Alternala*, *Acremonium zonatum* (Harley, 1990). Outros estudos sobre fungos produziram três espécies diferentes associadas ao combate contra o *Myriophyllum aquaticum*. São elas: *Chaetomella raphigera* Swift, *Cercospora* sp. and *Mycosphaerella* sp. Alguns autores, como Harley (1990) e Charudattan et al (1990) afirmam ainda que a utilização coordenada de fungos com outros meios de luta (fungos/insectos e fungos/luta química) pode ser vantajosa.

Quanto aos herbicidas microbianos são libertados em toda a extensão da infestante em concentrações relativamente elevadas, de forma semelhante aos herbicidas e usando as técnicas convencionais, apesar do seu interesse potencial na luta contra infestantes aquáticas, não se desenvolveram, pela reduzida investigação e falta de interesse comercial e iniciativa científica nesta área.

## **2.5. Potenciais utilizações**

Uma das principais características das infestantes aquáticas é terem um crescimento acentuado e uma produtividade primária muito elevada. Embora haja varias macrófitas cuja utilização tenha sido estudada, a planta mais citada na literatura é o jacinto-aquático.

Apesar do jacinto-aquático ser um infestante responsável por muitos dos problemas descritos acima, existem aplicações úteis para a planta. Como já foi dito o jacinto-aquático contém mais de 95% de água, mas devido aos seus tecidos fibrosos e ao alto teor energético e de proteínas, ele pode ser usada para uma variedade de aplicações úteis Gunnarsson and Mattsson, (2006). Na revisão pela literatura encontramos vários estudos sobre a utilização desta planta, nomeadamente na agricultura, na produção de energia alternativa, no tratamento de águas residuais, na produção de rações para animais e na confecção de artesanatos.

O elevado teor em proteína torna o jacinto-aquático um possível alimento para muitos animais. Todavia os jacinto-aquático têm que ser preparados pois, segundo Bolenz et al. (1990), os tecidos do caule dos contém espaços intercelulares preenchidos com ar, que absorvem a água no estômago dos animais durante a digestão. Isto conduz ao consumo excessivo da água e os animais sentem-se repletos, embora tendo pouco material de valor nutricional no seu estômago. Este autor também encontrou, quando examinado o tecido desta planta no microscópio, agulhas afiadas formadas por oxalato de cálcio. Estas agulhas podem danificar o aparelho digestivo dos animais se não foram dissolvidas por ácido digestivo. Para evitar estes problemas, Bolenz Et al. (1990) sugeriu que os tecidos devem ser cortados para eliminar o ar incluído e para anular a sua capacidade de absorver água. Após o corte, o material sólido deve ser separado dos componentes solúveis da seiva por prensagem e centrifugação. A fase sólida pode ser lavada com ácido para eliminar o solúvel oxalato de cálcio e então transformado num alimento de ruminantes. A seiva poderia ser concentrada, seca e usada como uma componente enriquecida em proteína.

Ferver e triturar o jacinto-aquático juntamente com resíduos vegetais, farelo de arroz, bolo de copra e sal é usado para fazer uma alimentação adequada para os suínos na China (Malik, 2005). Na Malásia, Indonésia, Filipinas e Tailândia são cozidos e utilizados como suplemento para a alimentação de porcos, patos e peixe (Verdegem e Van Der Meer, 1996).

É possível produzir silagem a partir de jacinto-aquático, mas estes precisam de ser triturados em pedaços finos para remover o ar nos tecidos; caso contrário estes poderiam conduzir a crescimento de bolores aeróbios durante a fermentação.

Chanakya et al. (1993) concluiu que o jacinto-aquático tem um alto teor de matéria fermentável e por conseguinte, um elevado potencial de produção de biogás, mas o alto conteúdo de lignina pode reduzir a produção real (Gunnarsson and Mattsson, 2006). Os jacinto-aquáticos têm um alto teor de hemicelulose e celulose, mas a hemicelulose existente tem uma taxa de associação forte com a lignina na planta, o que a torna indisponível para os microrganismos (Patel et al., 1993a). Para otimizar a produção de biogás, as plantas devem ser submetidas a uma espécie de pré-tratamento. Patel et al. (1993a) utilizou um pré-tratamento termoquímico para resolver estes problemas e assim, aumentou a produção de gás. Pré-tratamento com fungos ou produtos químicos aumenta a biodegradabilidade do jacinto-aquático para uma produção de biogás suficiente (Ali et al., 2004). Cortar o jacinto-aquático aumenta a superfície específica do substrato e, assim, aumenta o acesso dos microrganismos para o material vegetal, o que é importante para melhorar a produção de biogás (Haug, 1993).

Na digestão anaeróbia a matéria orgânica é degradada, na ausência de oxigénio e é produzido o biogás. O gás produzido durante o processo consiste essencialmente em metano, dióxido de carbono e de amoníaco, mas pequenas quantidades de sulfureto de hidrogénio podem ocorrer. A proporção de metano no gás produzido é normalmente próxima de 60%, mas depende do substrato (Gunnarsson e Stuckey, 1986). Temperatura, pH e de pressão podem alterar a composição do gás ligeiramente.

O jacinto-aquático pode competir com qualquer tipo de estrume animal como um substrato para a produção de biogás. No entanto melhores rendimentos na

produção de biogás são obtidos misturando o estrume animal com o jacinto-aquático (Kumar, 2005). Zhou e outros (1996) demonstraram que 1 kg de jacinto-aquático, quando misturado com fezes animais, poderiam produzir 330 L de biogás através de um processo de digestão anaeróbia em duas fases. Segundo estes autores misturando os jacintos-aquáticos com dejectos suínos pode ocorrer uma taxa muito mais elevada de produção de biogás do que utilizando estrume de suínos sozinho. Especificamente, a taxa de produção de biogás foi aumentada em 46% com 15% de jacintos-aquáticos misturados com dejectos suínos. Zhou e outros (1996) demonstraram que 100 kg de jacinto-aquático (com cerca de 20% do água) podem produzir 12 m<sup>3</sup> de biogás, que por sua vez, produz 241 kWh de energia eléctrica. O biogás pode ser usado em cozinhas de residências rurais, localizadas próximas ao local de produção, economizando outras fontes de energia, como lenha ou gás de cozinha. Pode também ser utilizado no aquecimento de instalações para animais muito sensíveis ao frio, ou no aquecimento de estufas de produção vegetal. O biogás é uma forma de energia que tem muito potencial como energia alternativa que reduz as emissões de carbono. Isto, juntamente com a crescente escassez de lenha e custos crescentes dos combustíveis fósseis, fez a digestão anaeróbia cada vez mais interessante. No entanto, os requisitos técnicos podem limitar a possibilidade de usar a digestão anaeróbia como tratamento para os jacintos-aquáticos nas zonas rurais (Gunnarsson and Mattsson, 2006).

O aproveitamento de macrófitas aquáticas como fertilizante é possível através da compostagem. A compostagem é um processo de reutilização dos resíduos orgânicos, como a biomassa vegetal das macrófitas aquáticas. Através de processos biológicos e sob condições físicas e químicas adequadas, a decomposição do resíduo orgânico fornece como produto final o fertilizante orgânico (Guimarães 2000). Além de reduzir a metade a massa vegetal processada, obtém-se em curto prazo um produto final bioestabilizado (composto orgânico) que pode ser utilizado na agricultura ou espalhado no solo, segundo o autor, sem risco ambiental significativo. O processo constitui-se basicamente em duas etapas: 1) física, onde se preparam os resíduos, fazendo-se uma separação entre a matéria a ser compostada e outros materiais, e em seguida uma

homogeneização; 2) biológica, que consiste na fermentação e na digestão do material, realizadas sob condições controladas, num período que varia, geralmente, de 60 a 120 dias. Na compostagem em sistema aberto, esta etapa é feita em pátios especialmente preparados, sendo o material orgânico disposto em montes que operam por reviramento ou por arejamento forçado, caso em que se necessitam equipamentos especiais. Já na compostagem em sistema fechado, a matéria orgânica é colocada em biodigestores onde o processo ocorre mais aceleradamente, não dispensando o uso de plataforma para a maturação do composto. Os sistemas operados aerobicamente apresentam maior rendimento e não produzem odor desagradável.

A compostagem do jacinto-aquático em países desenvolvidos é um método fiável por causa da habilidade deste para reter a maior parte do azoto, fósforo e potássio no composto e obter um grau satisfatório de compostagem num período relativamente pequeno. As vantagens com a aplicação do composto são: aumento da capacidade de retenção de água do solo, adição de nutrientes ao solo que melhoram a colheita, contribuição para a recirculação do material orgânico e melhora na estrutura do solo retendo partículas e diminuindo a propensão para a erosão.

A compostagem apresenta como desvantagens a extensão da área onde o material deverá ser trabalhado, que deve ser suficientemente grande para a disposição das pilhas, e o material orgânico deverá estar isento de contaminação, pois há relatos de composto com alto teor de metais pesados. Neste último caso, elevados teores de metais pesados inviabilizariam o uso do composto.

Outra opção para aproveitamento do jacinto-aquático será espalhar esta planta nos campos sem qualquer processo a não ser a secagem ao sol. Segundo Gunnarsson and Mattsson, (2006) esta parece ser uma boa alternativa a nível local, devido às reduzidas perdas de nutrientes, trabalho requerido e ao facto de não serem necessário grandes investimentos ou nova tecnologia. Wivstad (1997) afirma que as características necessárias mais importantes nesta utilização são a elevada produção de matéria seca e a elevada habilidade para fixar azoto. As análises químicas encontradas na literatura mostram que o jacinto-aquático possui essas características. Para minimizar as perdas de azoto através de



volatilização quando as plantas são espalhadas no campo é recomendado que estas sejam cobertas pelo solo. Deve-se ter também em atenção que o jacinto-aquático parcialmente seco pode continuar a crescer no solo, por isso é aconselhável desintegrar as plantas de alguma maneira antes de as espalhar nos campos.

O uso de jacinto-aquático para confecção de artesanato é frequente em comunidades indígenas que desenvolveram técnicas de secar, cortar e costurar, com vários estilos diferentes. Segundo Bortolotto (2004) A extracção do jacinto-aquático é feita nos rios e lagoas. As folhas são cortadas de indivíduos adultos com 50 cm ou mais. Os indivíduos jovens não são utilizados, assim como os que possuem o pecíolo inflado. Após o corte das folhas, os pecíolos são separados do limbo, que é rejeitado. Depois de bem lavados, são espalhados sobre uma tela ou piso de cimento para desidratação ao sol. À noite, o material deve ser recolhido para evitar a hidratação. Quando os pecíolos estiverem bem secos, devem ser alisados com o auxílio de uma lâmina de metal; em seguida são separados em feixes e podem ser guardados por vários anos. A coloração do pecíolo passa de verde a castanho claro, depois de seco. A base do pecíolo é mais grossa que o ápice, o que vai influenciar na maneira de trançar o jacinto-aquático. Para a confecção do artesanato são feitas, inicialmente, longas tranças. A trança é iniciada com três pecíolos, dois mais finos e um mais grosso. Ao trançar, o pecíolo pode ser dobrado ou torcido. Concluída uma longa trança, inicia-se a confecção do artesanato. São necessários em média 20 m de trança para confeccionar um tapete de 1 m diâmetro. Se forem aproveitados seis pecíolos de cada indivíduo de *Eichhornia crassipes*, seriam necessários dois indivíduos para a produção de 1,20 m de trança. Após o artesão ter trançado vários metros de jacinto-aquático, a trança é costurada começando com um caracol bem apertado. A costura é feita com linhas confeccionadas com algodão (*Gossypium* sp.) ou tucum (*Bactris* sp.), actualmente substituídos por fios de nylon, que são encontrados na margem dos rios, deixados pelos pescadores. Além da produção de tapetes são confeccionados vários tipos de objectos como: porta latas, pequenos cestos para pães, bolsas, apoios para panelas e outros, ver figura 5.

Praticamente tudo que é produzido é vendido a turistas. Sendo o trabalho com o jacinto-aquático uma fonte de rendimento alternativa para estas comunidade.

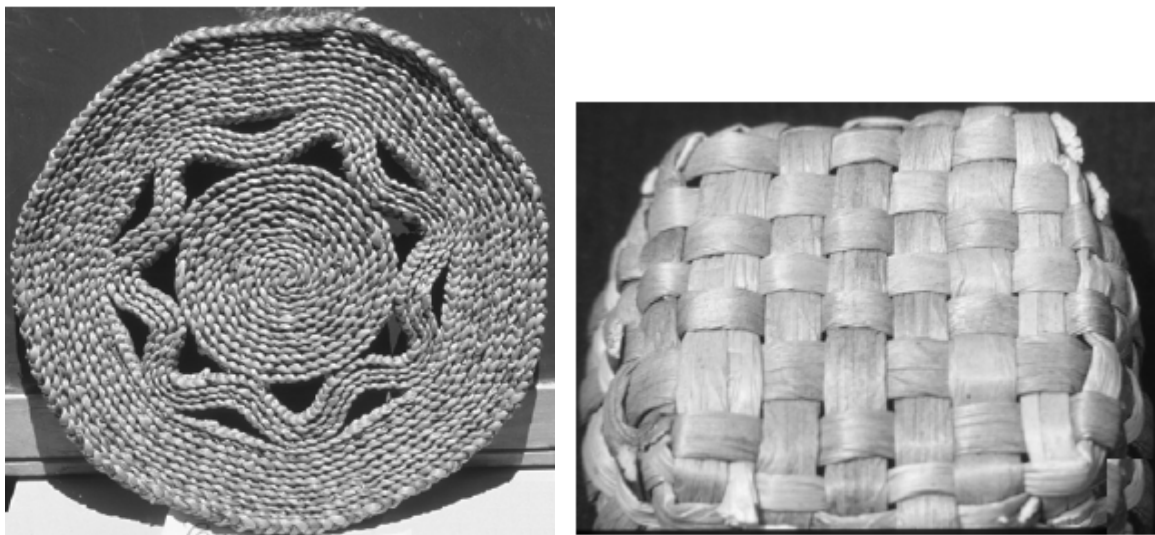


Figura 5– Tapete e cesto confeccionados com jacinto-aquático.

A utilização de plantas aquáticas como agente purificador em sistemas aquáticos, lagoas construídas com a finalidade de manter as macrófitas aquáticas em intenso crescimento, justifica-se pela sua intensa absorção de nutrientes e pelo seu rápido crescimento, como também por oferecer facilidades na sua remoção das lagoas e ainda pelas amplas possibilidades de aproveitamento da biomassa removida (Romitelli 1983, Granato 1995).

Plantas aquáticas, tais como *Lemna*, *Eichhornia*, *Phragmites*, *Typha*, *Juncus* e *Bambus*, têm sido utilizadas visando à melhoria da qualidade do efluente, principalmente no que diz respeito à redução das concentrações de azoto e fósforo. Estas plantas exercem importante papel na remoção de substâncias dissolvidas, assimilando-as e incorporando-as à sua biomassa. O jacinto-aquático é capaz de retirar quantidades consideráveis de fenóis, metais pesados e outras substâncias tais como 0,7mg de Cd/ PS (peso seco) e 0,5mg de Ni/g de peso seco (PS) (Azevedo Neto, 1988). Segundo Camargo (1991), *Eichhornia azurea* absorve ortofosfatos na ordem de 14,56 a 58,58 mg/g/h e de 60,65 a 239,92mg/g/h de azoto. Pode-se considerar uma boa estimativa 1,33 a

3,33% PS (peso seco) de azoto, 0,14 a 0,80% PS de fósforo e de 1,60 a 6,70% PS de potássio presentes na biomassa de *E. crassipes*. Numa unidade de fitodepuração de 1500m<sup>2</sup> é provável uma remoção mensal de biomassa do jacinto-aquático da ordem de 0,45 a 0,65t PS (Rodrigues 1985). Pode-se também viabilizar a utilização de plantas aquáticas visando à depuração de efluentes contendo herbicidas. Apesar de não ter obtido uma solução apta para o descarte, Granato (1995) comenta que o jacinto-aquático pode ser utilizado no tratamento de efluentes contendo cianetos. Montardo *et al.* (2006) avaliaram que a mesma planta é eficiente na remoção cobre e zinco encontrado em biofertilizante de origem suína, sendo as maiores concentrações encontradas no sistema radicular do que na parte aérea da macrófita aquática.

A eficiência da *E. crassipes* no tratamento terciário de efluentes de lagoas de estabilização foi demonstrada por Mosse *et al.* (1980). Segundo estes autores, a utilização desta planta em conjunto com lagoas de estabilização, proporcionam uma maneira não só económica como ecológica para tratamento de esgotos de pequenas comunidades, com alto padrão de qualidade dos efluentes, sem prejuízos aos corpos receptores. Expressivas reduções de DBO, azoto e fósforo, sólidos suspensos, alcalinidade, dureza, carbono orgânico dissolvido e coliforme, foram observadas em condições de laboratório, no tratamento de esgoto doméstico e industrial. Vários outros trabalhos demonstram a potencialidade de plantas aquáticas como alternativa para o tratamento de efluentes domésticos ou industriais.

Uma crítica que se faz em relação à utilização de plantas aquáticas para o tratamento de efluentes domésticos e industriais, diz respeito à potencialidade do sistema para desenvolver vários organismos patogénicos, além de produzir odores desagradáveis. Outra crítica refere-se ao facto de assimilarem metais pesados e outras substâncias tóxicas, transferindo o problema da contaminação para a planta. Talvez a crítica mais contundente diga respeito ao destino da grande quantidade de biomassa formada, já que periodicamente há necessidade da colheita parcial da planta, necessária para a remoção dos poluentes do sistema na forma de biomassa, além de permitir que as restantes continuem em intenso crescimento activo.

## 2.6. O caso da Pateira de Fermentelos

A Pateira de Fermentelos é uma lagoa natural que faz parte de uma importante zona húmida localizada entre Aveiro e Águeda. Corresponde à parte terminal do rio Cértima, imediatamente a montante da confluência deste com o rio Águeda, que por sua vez é afluente de margem esquerda do rio Vouga. Ao longo do ano hidrológico, a profundidade média da lagoa é de 2 m. A área ocupada pelo espelho de água da Pateira de Fermentelos varia, segundo a época do ano, entre cerca de 3 km<sup>2</sup> na época seca e cerca de 9 km<sup>2</sup> na época húmida, em situações de cheia cuja duração depende da frequência e intensidade das precipitações.

Em 1991, Calado *et al.*, realizaram um estudo sobre as algas da Pateira de Fermentelos numa situação de Inverno, tendo concluído que o impacto de efluentes domésticos, agrícolas e industriais, bem como a introdução de espécies alóctones na Pateira de Fermentelos conduziram a uma deterioração da qualidade da água, acelerando o processo de eutrofização e ameaçando a saúde dos organismos associados a esta zona húmida.

Borrego *et al.* (1995), realizaram a caracterização das principais plantas existentes na Pateira de Fermentelos, avaliando a vulnerabilidade e capacidade de atenuação das suas águas. Estes autores verificaram que a flora de macrófitas aquáticas desempenha um papel fundamental na evolução do ecossistema aquático da Pateira de Fermentelos, contendo o avanço natural do pântano e, mantendo a água da lagoa relativamente oligotrófica. A remoção de macrófitas por dragagem, realizada no final da década de 1980, conduziu a uma deterioração considerável da qualidade da água, tendo originado *blooms* de microalgas. No entanto, espécies como o jacinto-aquático e a pinheirinha-de-água, rapidamente se tornaram as espécies dominantes e o seu crescimento acentuado tem causado grandes problemas, principalmente o jacinto-aquático que já ocupou três quartos da área da Pateira.

### **2.6.1. A remoção de jacintos-aquáticos na Pateira de Fermentelos**

Para minimizar e controlar a praga de jacintos-aquáticos na Pateira de Fermentelos a Câmara Municipal de Águeda adquiriu, em meados de Dezembro de 2006, uma ceifeira-aquática para a remoção das massas de jacinto-aquático que se encontram na lagoa (ver figura 6). A ceifeira-aquática é uma embarcação a motor que além de cortar as macrófitas aquáticas também as recolhe. As plantas são cortadas por um par de lâminas que se encontram parcialmente submersas e que se movem em sentidos opostos. Após serem cortadas são recolhidas da água por um tapete rolante e depositadas num compartimento existente na própria ceifeira-aquática. Quando este se encontra cheio, as macrófitas aquáticas são transferidas para uma máquina, equipada com um sistema de tapetes rolantes, que funciona como um elo de ligação entre a ceifeira-aquática e o camião que vai transportar a biomassa removida para o local de deposição que se encontra próximo do local de actuação da ceifeira-aquática, reduzindo assim os custos de operação.



Figura 6 – Ceifeira-aquática usada na remoção de jacintos-aquáticos (Câmara Municipal de Águeda)

Na figura 7 está representada a massa de jacintos-aquáticos recolhidos pela ceifeira-aquática, entre o início da operação em Dezembro de 2006 e Fevereiro de 2008. Já foram removidos quase 18 000 metros cúbicos de jacintos-aquáticos da superfície da lagoa. Verifica-se que entre Março de 2007 e Abril de 2007 ocorreu uma drástica redução na massa recolhida que pode ser explicada pela ocorrência de caudais elevados no Rio Cértima que arrastaram uma grande parte dos jacintos-aquáticos para fora da Pateira de Fermentelos. A continuação da recolha mecânica impediu a recolonização como também se observa nas imagens da Figura 8.

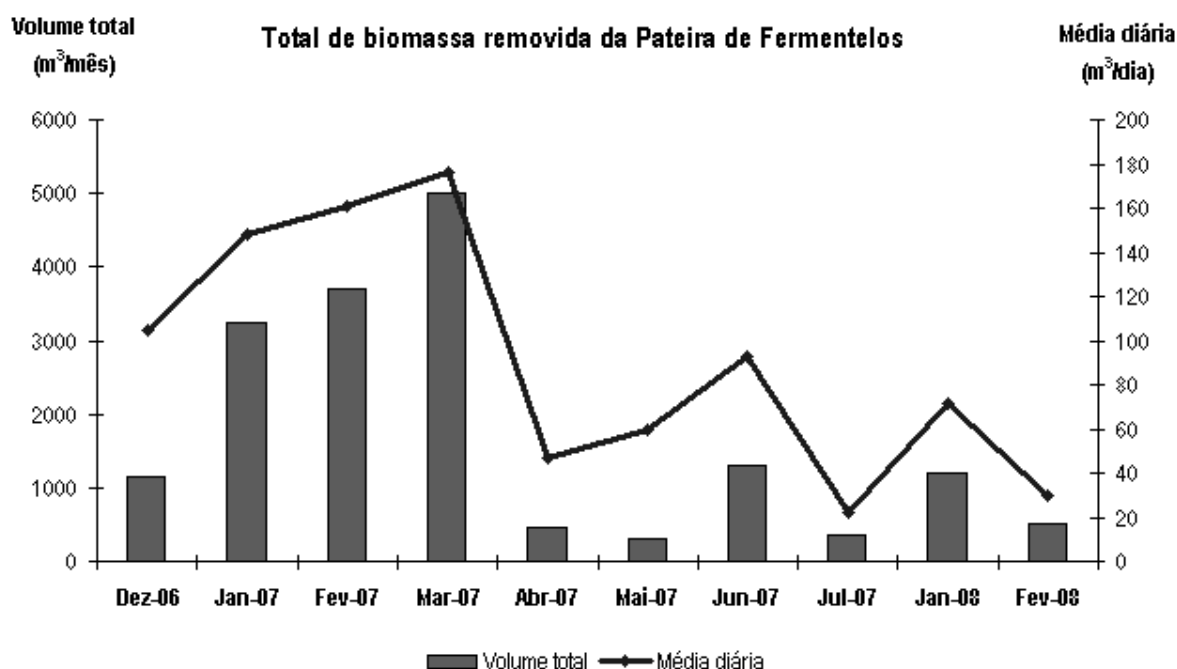


Figura 7 – Total de biomassa removida da Pateira de Fermentelos de Dezembro de 2006 a Fevereiro de 2008. (Câmara Municipal de Águeda)



Setembro de 2006



Outubro de 2007



Dezembro de 2006



Janeiro de 2007



Figura 8 –Aspecto da Pateira de Fermentelos em distintas alturas. (Câmara Municipal de Águeda)

Sena (2006) durante campanhas de campo realizadas mensalmente, mediu os parâmetros físico-químicos da água no canal que liga a Pateira de Fermentelos ao rio Águeda e observou, em Setembro de 2006, que a água nesse local estava coberta por jacintos-aquáticos vivos sendo a concentração em oxigénio dissolvido medida nesse momento 0 mg/L, o que, segundo esta autora poderá dever-se ao efeito bloqueador das trocas gasosas imposto pelo manto originado por estas plantas.

Segundo comunicação pessoal de Reis, já em 1999 a Pateira de Fermentelos estava coberta de jacintos-aquáticos. Em 2001 foi contratada uma empresa para fazer a limpeza da lagoa. O corte e a remoção destas plantas foram essencialmente feitos a partir das margens com o auxílio de ancinhos embora muitas vezes o trabalho fosse efectuado no leito da massa de água utilizando pequenas embarcações. Após a remoção de jacintos-aquáticos de determinada secção da lagoa esta era cercada com um fio de aço preso a bóias com o intuito de proteger a secção em questão de nova colonização. A biomassa recolhida era inicialmente depositada nas margens e posteriormente fornecida a agricultores locais que aproveitavam a mesma para espalhar directamente nos campos. Não se sabe ao certo os benefícios desta pratica mais segundo os agricultores os campos começaram a necessitar de uma menor quantidade de adubo. Este trabalho de limpeza teve a duração de dois anos e aparentou ter algum sucesso embora as cheias que ocorreram no ano de 2001 fossem as principais responsáveis pela limpeza da lagoa, uma vez que os jacintos-aquáticos foram arrastados pela corrente.

O transporte de massas de jacinto-aquático em ocasiões de caudais elevados, processa-se da Pateira de Fermentelos para o rio Vouga, através do rio Águeda, e é a principal causa de colonização por jacintos-aquáticos do troço final do Rio Vouga.





### **3 METODOLOGIA**

#### **3.1. Breve caracterização do Baixo Vouga Lagunar**

A zona do Baixo Vouga Lagunar localiza-se na zona centro do litoral de Portugal, inserido na Ria de Aveiro, e apresenta as seguintes características morfológicas: terrenos planos, elevado nível freático e influência das marés no regime hidrológico dos canais da ria.

No Baixo Vouga Lagunar existem habitats naturais e não naturais, o que possibilita a ocorrência de uma elevada biodiversidade florística e faunística. A existência neste espaço de habitats como o sapal, juncal, caniçal e o bocage fazem desta região uma área de elevada produtividade primária essencial à própria identidade do ecossistema lagunar. É uma área incluída na lista de zonas húmidas de importância Internacional (Convenção de RAMSAR) assim como está incluída na Zona de Protecção Especial da Ria de Aveiro (Ferreira, 2002)

As melhores potencialidades agrícolas do Baixo Vouga Lagunar centram-se na produção de pastagens com o fim da produção de leite e carne, associada à excelente aptidão para culturas forrageiras resultando em níveis elevados de produtividade dos prados e forragens. Os principais sistemas culturais incluem culturas anuais e plurianuais. Nos sistemas de culturas anuais predominam os sistemas constituídos pela sucessão cultural milho e consociação forrageira e pela monocultura do arroz. Nos sistemas de culturas plurianuais predominam os prados naturais e os prados melhorados ou semeados. Quer as culturas anuais quer as plurianuais estão associadas a um factor principal de distinção e raro na paisagem portuguesa: o 'Bocage' com uma grande importância sob o ponto de vista da diversidade biológica. O 'Bocage' corresponde a cerca de metade da totalidade da área embora com diferentes graus de densidade das sebes. O 'Bocage' é um habitat de extrema importância para a comunidade de aves da região. Neste habitat é possível encontrar grande densidade de ninhos de aves de rapina. Aqui ocorrem também algumas espécies de mamíferos, anfíbios e répteis.

Nos Sistemas Húmidos, a composição e proporção das diferentes espécies de vegetação variam em função do gradiente de salinidade que existe ao longo dos canais, da distância à linha de água e da topografia do terreno. O juncal e o caniçal têm uma presença marcante. O juncal que hoje é cortado em pequena escala, o que põe em causa a sua existência, ocorrendo apodrecimento e substituição por outras plantas, num processo natural. O caniçal surge com o aumento da proporção de água doce, que favorece o aparecimento de outras plantas.

As condições naturais do Baixo Vouga Lagunar explicam por si só as dificuldades de escoamento da água dos terrenos e por isso as intervenções têm sido feitas no sentido de construção de motas e diques de defesa contra as inundações, manutenção das valas e das estruturas hidráulicas. Por sua vez, a rede secundária de valas desempenha funções simultâneas de rega e de drenagem.

Existem numerosas e significativas fontes de poluição condicionadoras da qualidade das águas na zona do Baixo Vouga Lagunar, nomeadamente fontes domésticas provenientes de vários aglomerados populacionais, assim como unidades industriais de grandes dimensões.

Estudos efectuados mostram de forma inequívoca o aumento da água salgada no Baixo Vouga. O aumento da água salgada põe em causa a prática agrícola e tem como consequência a perda de solo arável, um recurso natural que manifestamente se torna cada vez mais escasso no nosso país. Outro dos problemas existentes na área é a conflitualidade de interesses na utilização deste espaço, estes surgem como resultado do entendimento e das diferentes funções que os diversos utilizadores têm na área (Ferreira, 2002).

### **3.2. A área de estudo**

A área de estudo insere-se no troço final do Rio Vouga, desde Vilarinho a Eirol, e apresenta um comprimento de 15 000 m e uma largura média de 55 m. A escolha deste troço, como área de estudo, baseou-se para além da localização geográfica que permitisse um acesso rodoviário ao local periodicamente, no aparecimento relativamente recente (2002) do jacinto-aquático nas margens e por vezes em toda a secção do troço, e nas potencialidades de recolha de amostras do mesmo.

Este troço situado na área plana do Baixo Vouga Lagunar caracteriza-se por baixas velocidades de escoamento, e uma profundidade que vai aumentando para jusante. O canal é quase rectilíneo e é limitado por pequenos diques de terra.

Uma característica essencial que contribui para o valor ecológico deste habitat é a presença constante de vegetação nas margens, nalguns locais de caniço ou junco e noutros de vegetação ripícola (salgueiros, amieiros, silvas). Esta vegetação é de extrema importância para as aves aquáticas na medida em que lhes dá refugio e condições de nidificação, podendo depois vir alimentar-se à zona das águas livres. A comunidade de micromamíferos é abundante nas margens ricas em vegetação nas quais se abrigam. A comunidade de anfíbios é rica e esta dependente deste habitat. É possível encontrar também grandes concentrações de espécies piscícolas, destacando-se a lampreia pela importância comercial que tem para os pescadores da zona.

Tendo em conta a utilização do solo no Baixo Vouga Lagunar o uso de água para rega representa uma utilização de elevada importância nesta área. A captação de água por parte da fábrica Portucel (Cacia) também exerce grande influência nesta zona do Rio Vouga.

Neste troço do rio Vouga também surgem actividades recreativas, nomeadamente o remo através da Colectividade Popular de Cacia (CPC) e a pesca desportiva.

### **3.3. Determinação de áreas de cobertura de jacinto-aquático**

Através do site <http://maps.live.com> foram obtidas imagens aéreas datadas de Novembro de 2005 que foram posteriormente tratadas para identificação das áreas cobertas por jacintos-aquáticos. Aplicaram-se os seguintes métodos de trabalho:

- Obtenção de fotografias á superfície que mostram pormenores da área de estudo em que existem manchas de jacintos-aquáticos e que permitiram a identificação dessas áreas.
- Obtenção de imagens de fotografias aéreas e junção das mesmas com software Adobe Photoshop.
- Cálculo das áreas de cobertura dos jacintos-aquáticos por delimitação das áreas em questão, com software Adobe Photoshop.

A quantificação da área de cobertura dos jacintos-aquáticos (e da área total de estudo) foi feita com o auxílio do software Adobe Photoshop o que permitiu desenhar o limite da área de cobertura dos jacintos-aquáticos, sobre as fotografias aéreas, com uma linha a vermelho. As fotografias foram ampliadas de modo a permitir diferenciar as populações de jacintos-aquáticos da restante vegetação. Esta diferenciação foi feita a partir de características como a cor, a textura e a comparação com as fotografias locais.

A área foi determinada a partir da contagem do número de quadrados em cada mancha. A contagem foi feita manualmente utilizando uma grelha com quadrados 10 por 10 pixels, figura 9. A calibração da escala das imagens foi conseguida através da criação de uma relação entre pontos facilmente identificáveis nas fotografias aéreas e num mapa á escala 1:25.000.

Após o referido tratamento das fotografias aéreas, foram-lhes associadas fotografias tiradas á superfície datadas de 2007/08 para permitir uma melhor contextualização.

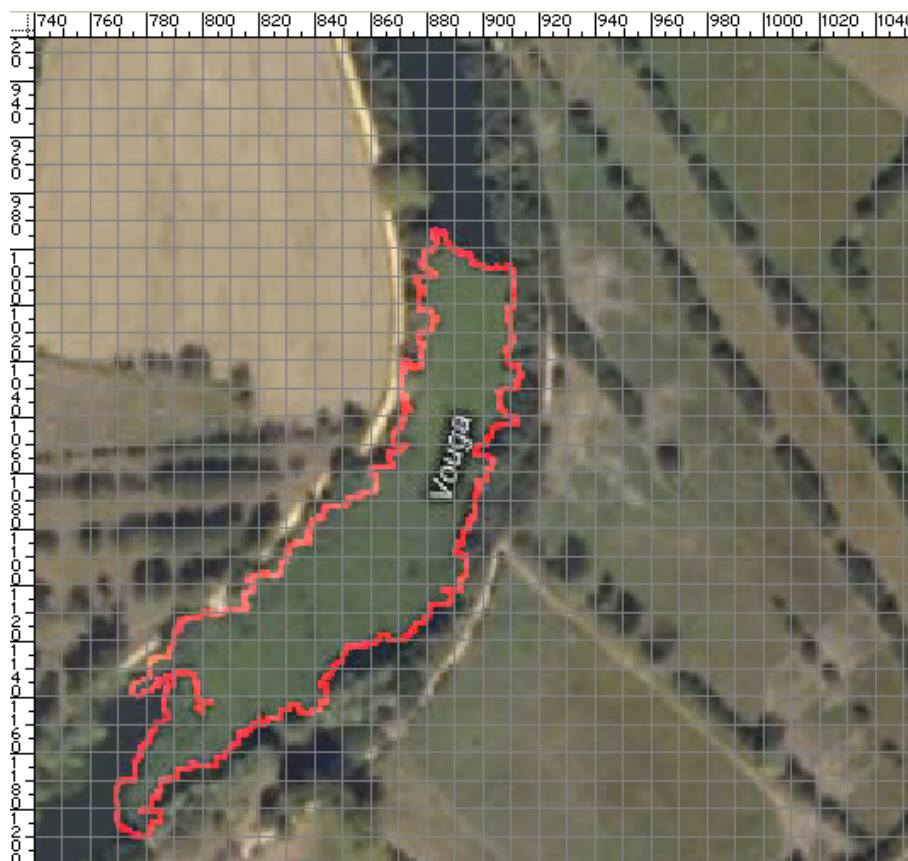


Figura 9 – Delimitação e contagem da população de jacintos-aquáticos através da imagem tratada com o software Adobe Photoshop.

### **3.4. Colheita e preparação das amostras de plantas aquáticas**

Foram realizadas as três campanhas de recolha de amostras de plantas aquáticas indicadas na tabela 1, seguindo a seguinte metodologia:

- Com observações locais, foram identificadas as áreas onde se observava maior densidade de plantas aquáticas e as maiores manchas,

- Nas manchas mais importantes e de mais fácil acesso procedeu-se à realização da colheita manual das plantas aquáticas presentes num quadrado de 1 m x 1 m. (ver figura 10)

Este método consiste em colocar, o referido quadrado de amostragem, sobre um ponto representativo do tapete de macrófitas, sendo todas as plantas presentes no seu interior (tanto a parte emersa como a submersa) posteriormente recolhidas. No caso específico deste trabalho não foi feita distinção entre os vários estados de maturação das plantas, ou seja, tanto as plantas mais jovens como adultas foram aproveitadas.

As plantas recolhidas foram colocadas no solo durante alguns minutos para escorrer o excesso de água e de seguida determinou-se o número de pés e o peso das mesmas com o auxílio de uma rede e uma balança de suspensão.

Após a pesagem as plantas foram acondicionadas em sacos de plástico que foram devidamente identificados e transportados para o laboratório onde foram espalhados no chão para secagem natural ao ar. Ambas as macrófitas foram deixadas a secar ao ar durante 10 dias, findo os quais nos jacintos-aquáticos foram separadas as partes verdes (folhas e pecíolos) das partes castanhas (raízes), cortadas em partes até 10 cm e pesadas separadamente (peso seco ao ar). As pinheirinhas-de-água foram cortadas em partes até 10 cm e pesadas.

Posteriormente, e após redução de tamanho com um triturador de navalha (obtenção de 1 cm de tamanho) efectuou-se uma secagem completa na estufa a 105° C, com 10g de cada amostra das plantas. Foi determinado o peso seco a 105°C e 1g de cada amostra das plantas foi utilizado para a determinação do teor em cinzas das plantas. A parte restante resultante da secagem completa na estufa a 105° C, passou por mais uma etapa de trituração, agora num moinho e passado numa peneira para se obter um tamanho menor que 1mm, necessário para as restantes análises químicas. Estas amostras foram acondicionadas em sacos plásticos lacrados, para adquirirem o mínimo possível de humidade do ar.



Figura 10- Lançamento do quadrado de madeira

A tabela 1 identifica todos os locais em que foram colhidas amostras das plantas aquáticas.

Tabela 1 - Apresenta as datas das amostragens e os respectivos Locais.

Data de amostragem	Coordenadas rectangulares (Datum Europeu 1950)		Local de amostragem
	X (Km)	Y (km)	
17-11-2007	533,788	4505,032	Cacia (Ponte Outeiro)
	537,118	4502,478	Angeja (Ponte Margem Sul)
01-12-2007	531,879	4505,042	Cacia (vilarinho)
	538,925	4496,675	Eirol (AEI)
20-02-2008	431,877	4505,042	Cacia (vilarinho)
	538,925	4496,675	Eirol (AEI)
11-10-2008	533,788	4505,032	Cacia (Ponte Outeiro)
	534,168	4503,042	Cacia (fabrica)
	537,118	4502,478	Angeja (Ponte Margem Sul)



### 3.5. Caracterização dos parâmetros da biomassa

Os métodos de análise química foram baseados nos procedimentos descritos nas respectivas secções do “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” 19th Edition, 1995, com as adaptações necessárias para serem aplicados às amostras de plantas de acordo com as normas CEN/TS para análise de biomassa.

Tabela 2 - Lista de métodos de análise química de amostras de macrófitas.

Parâmetro avaliado	Método
Teor de humidade	Secagem ao ar das amostras húmidas
Teor de humidade	Secagem a 105 °C das amostras
Teor de material volátil	Incineração a 550 °C
Azoto Orgânico	Digestão com ácido sulfúrico + nítrico
Fósforo Total	Digestão com ácido ascórbico
Metais (Na, K, Fe, Ca, Mg)	Absorção atómica

#### 3.5.1. Determinação do Peso seco ao ar

Inicialmente foi feita uma secagem ao ar de todas as amostras de biomassa. A secagem ao ar foi feita no laboratório onde as plantas foram deixadas a secar ao ar durante 10 dias, findo os quais foram separadas as partes verdes (folhas e pecíolos) das partes castanhas (raízes), cortadas em partes até 10 cm e pesadas separadamente numa balança com sensibilidade de 0,1 g. Posteriormente foi determinado o teor de humidade parcial ( $H_{parc1}$  [%]) que as amostras perderam nesta secagem ao ar, através da equação 1.

$$H_{parc1}[\%] = 100 \times \left( \frac{P_{btq}[g] - P_{bsar}[g]}{P_{btq}[g]} \right) \quad \text{Equação 1}$$

### **3.5.2. Determinação do Peso seco a 105°C**

A secagem da biomassa a 105 °C permite a remoção da totalidade de água presente nas amostras, possibilitando assim a determinação do teor de humidade total ( $H_{tot}[\%]$ ) e a utilização da base seca (bs) como elemento de comparação dos resultados da maioria dos parâmetros analisados. Para este cálculo, o material retirado da estufa foi pesado numa balança com sensibilidade de 0,1 g.

O procedimento utilizado para a sua determinação foi feito com base na norma CEN/TS 14774-1, descrita no ponto 1 dos Anexos.

### **3.5.3. Determinação do Teor em Cinzas a 550°C**

Avaliar a produção e composição das cinzas deste tipo de material é importante quando se pretende analisar algumas propriedades da biomassa depois desta ser incinerada.

Para a sua determinação foi utilizado o seguinte procedimento com base na norma CEN/TS 14775, descrita no ponto 2 dos Anexos.

### **3.5.4. Determinação do Teor em Azoto**

O Azoto é um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos, e pode ser encontrado sob várias formas: nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), amónia ( $\text{NH}_4^+$ ), óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), azoto molecular ( $\text{N}_2$ ), azoto orgânico dissolvido (aminoácidos, purinas) e em suspensão – matéria proteica (Esteves, 1988).

O Azoto é assimilado pela planta (amónia e nitrato), incorporado na biomassa e libertado como azoto orgânico após a decomposição.

A determinação do teor em azoto foi feita através de um procedimento que envolveu uma digestão ácida, adaptado do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater descrito no ponto 3 dos anexos.

### **3.5.5. Determinação do Teor em Fósforo**

O fósforo é um constituinte fundamental para os processos do metabolismo dos seres vivos (ATP e fosfolipídeos), mas como constituinte de águas residuais tem sido apontado como o principal responsável pela eutrofização.

Nos ambientes aquáticos, o fósforo pode apresentar-se das seguintes formas: ortofosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$ ,  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ,  $\text{H}_3\text{PO}_4$ ), polifosfatos, fósforo orgânico (Esteves, 1988)

A remoção de fósforo ocorre nas macrófitas por absorção e assimilação, no entanto esta capacidade é reduzida com o aumento da concentração de fosfato nos tecidos.

A determinação do teor em Fósforo foi feita através de um procedimento que envolveu uma digestão ácida, adaptado do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, descrito no ponto 4 dos anexos.

### **3.5.6. Determinação do Teor em Metais (Sódio, Potássio, Ferro, Cálcio e Magnésio)**

Os processos de remoção incluem: sedimentação, filtração, absorção, formação de complexos, precipitação, assimilação pelas plantas e reacções bacterianas principalmente de oxidação. As espécies de macrofitas com grandes áreas de superfície também se têm mostrado eficientes em reter partículas de hidróxido de metal que precipitam na solução.

Muitos metais são necessários para o crescimento das plantas mas outros metais podem ser tóxicos ate em baixas concentrações.

A determinação do teor em Metais foi feita através de um procedimento, adaptado da norma CEN/TS 15290, descrito no ponto 5 dos anexos.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1. Efeito dos jacintos-aquáticos na área de estudo

Nas Figuras 11 e 12 estão apresentados os valores de oxigénio dissolvido em S. João de Loure em diferentes alturas do ano de 2002.

Na Figura 11 são apresentados os valores de oxigénio dissolvido da primeira quinzena de Agosto, altura em que a água e o sensor de medição nesse local estavam cobertos por jacintos-aquáticos. Como se pode verificar, uma manta de jacintos-aquáticos com os órgãos fotossintéticos submersos pode originar flutuações muito grandes nas concentrações de oxigénio dissolvido na água. Elevadas taxas de fotossíntese durante o dia alternam com grandes consumos de oxigénio à noite que por vezes chegam a atingir concentrações de 0 mg/L.

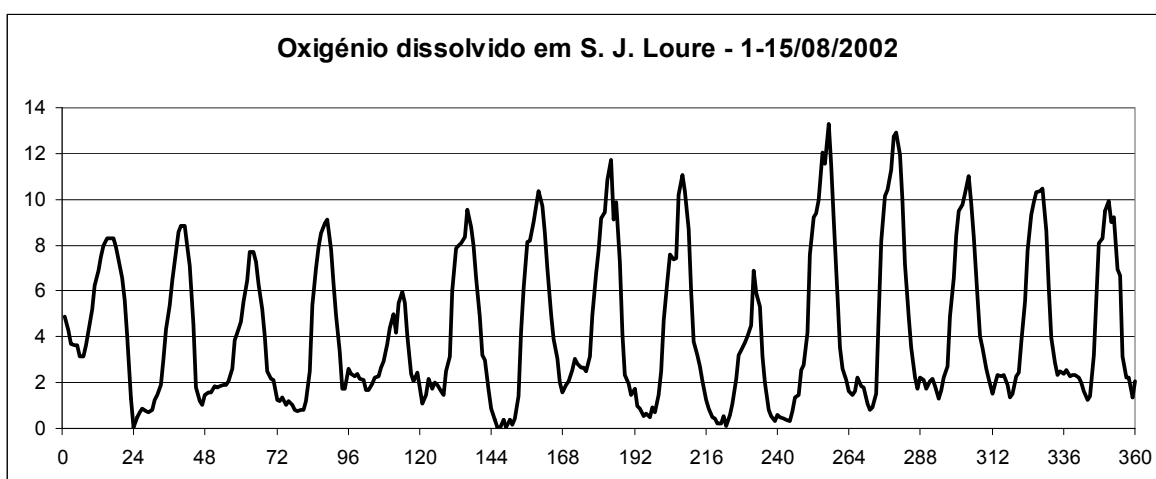


Figura 11 - Variação dos valores de oxigénio dissolvido em S.João de Loure de 1-15/08/2002.

Na Figura 12 são apresentados os valores de oxigénio dissolvido na segunda quinzena de Dezembro, altura em que a água nesse local não apresentava jacintos-aquáticos. Como se pode verificar a ausência do manto de jacintos-aquáticos conduz á normalidade dos valores de oxigénio dissolvido.

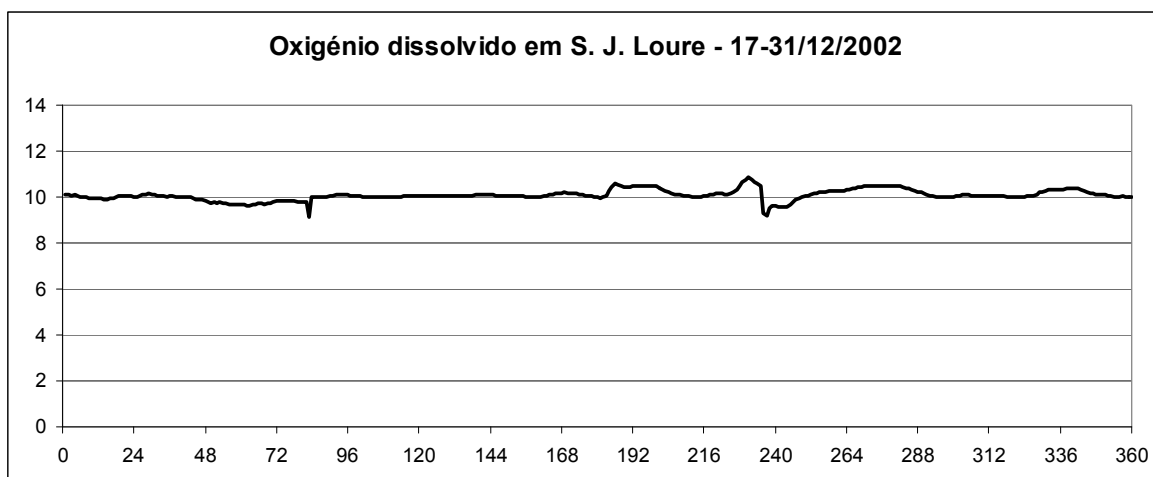


Figura 12 - Variação dos valores de oxigénio dissolvido em S.João de Loure de 17-31/12/2002.

#### 4.2. Determinação de áreas de cobertura de jacinto-aquático

As figuras 13 a 19 apresentam as imagens aéreas com a delimitação das populações de jacintos-aquáticos ao longo do Baixo Vouga. Estas imagens foram obtidas em Novembro de 2005 e permitem identificar as maiores áreas cobertas por jacintos-aquáticos no troço final do Rio Vouga, a jusante da Foz do Rio Águeda.



Figura 13 - Imagens aéreas em Vilarinho

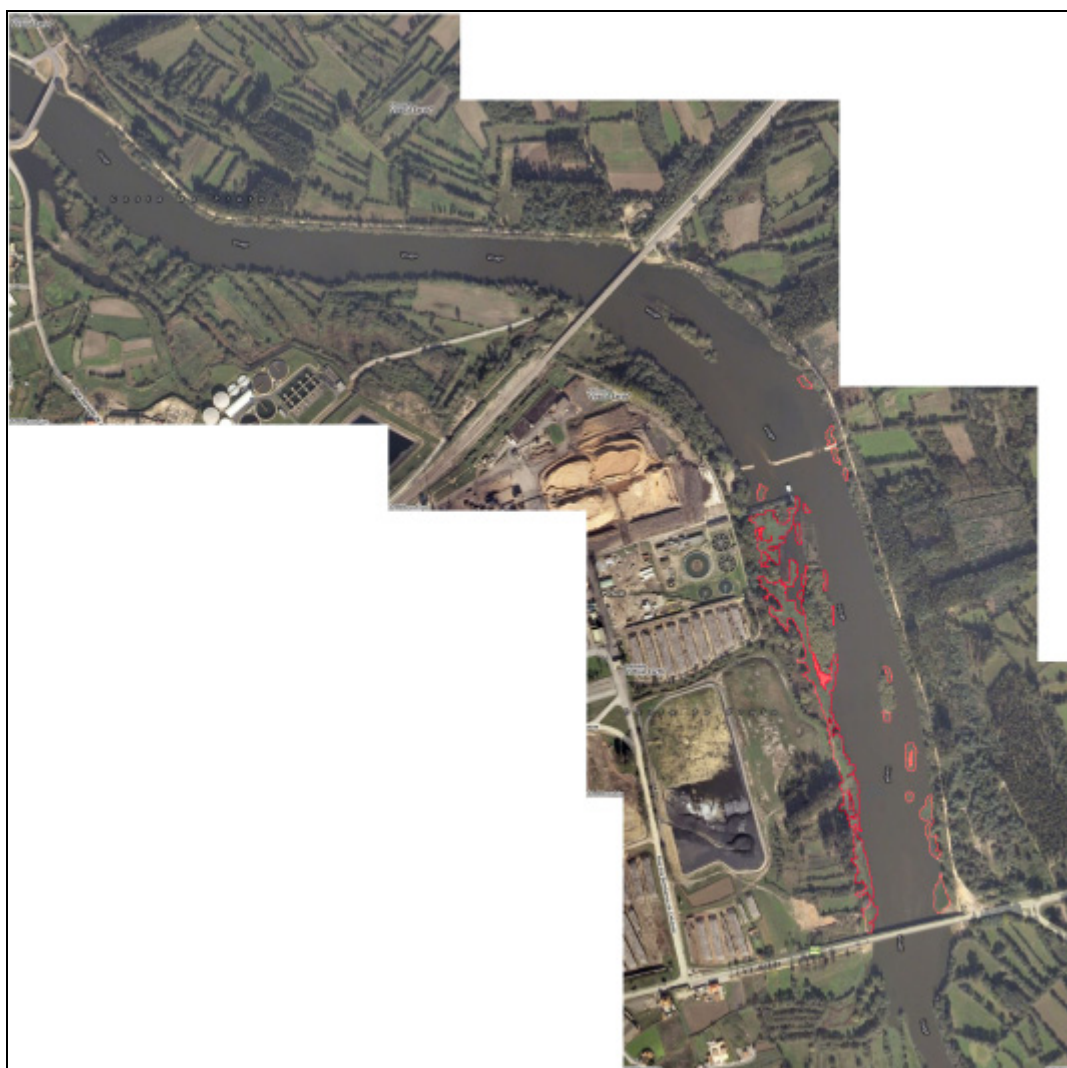


Figura 14 - Imagens aéreas em Cacia



Figura 15 - Imagens aéreas em Angeja



Figura 16 - Imagens aéreas em Angeja





Figura 17 - Imagens aéreas em Junqueira



Figura 18 - Imagens aéreas em S. João de Loure



Figura 19 - Imagens aéreas em Eiol

A área de cobertura dos jacintos-aquáticos está marcada sobre as fotografias aéreas, com uma linha a vermelho.

De maneira geral, constata-se que esta espécie é mais frequente ao longo das margens do rio Vouga, presa entre a vegetação das margens, no entanto em certos locais o manto de jacintos-aquáticos vai de uma margem á outra ocupando todo o curso de água. Estas imagens de fotografias aéreas são datadas de Novembro de 2005 o que segundo as observações efectuadas ao longo deste trabalho correspondem á fase de maior cobertura pelo jacinto-aquático, e por isso a área determinada a partir dessas imagens aproxima-se da área máxima coberta por jacintos-aquáticos. No entanto as maiores manchas observadas nestas imagens aéreas localizam-se a montante de Angeja, enquanto que nas observações á superfície realizadas em 2007/08 as maiores manchas localizavam-se a jusante de Angeja.

A tabela 3 apresenta os resultados relativos á quantificação da área de cobertura dos jacintos-aquáticos. A área ocupada pela população de jacintos-aquáticos foi de 9,5 ha, ou seja, 10,6 % da área de estudo que tem 84,5 ha. Este método parece apresentar valores aceitáveis uma vez que a área de estudo determinada num mapa á escala 1:25.000 foi de 82,9 ha que é relativamente próxima da área determinada através das imagens aéreas.

Contudo a determinação da área de cobertura dos jacintos-aquáticos não deixa de apresentar alguma imprecisão. A maior imprecisão resulta da dificuldade em diferenciar as populações de jacintos-aquáticos da restante vegetação presente nas margens e da água quando esta apresenta elevada turbidez. Para se determinar com maior rigor a área de cobertura poderia ser usado um software que através da diferenciação, das propriedades cromáticas de cada pixel, delimitasse automaticamente a área de cobertura em questão.

Estes resultados não puderem ser comparados com outros autores por se tratar de uma abordagem inédita.

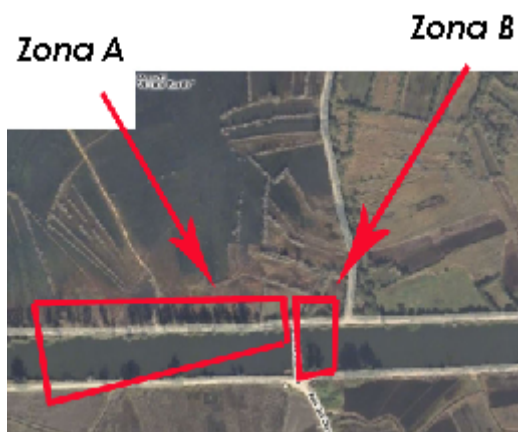
Tabela 3: Quantificação da área de cobertura dos jacintos-aquáticos.

	Área de estudo	Cobertura de jacintos-aquáticos
n.º quadrados 10 x 10 pixels	10.503	1.176
m <sup>2</sup>	845.429	95.200
%	100	10,6

No entanto, este índice de cobertura não deixa de ser importante para dar início a uma base de dados que registe as áreas onde estas populações ocorrem tornando possível acompanhar a sua evolução que é um factor importante na tomada de decisões quanto ao combate ou não destas populações de plantas.

#### 4.3. Combinação de imagens aéreas com fotografias á superfície

A figura 20 identifica as zonas em Vilarinho, em que foram feitas observações mensais, e registo fotográfico sempre que se notou alteração das manchas de jacinto-aquático. (Figura 21)





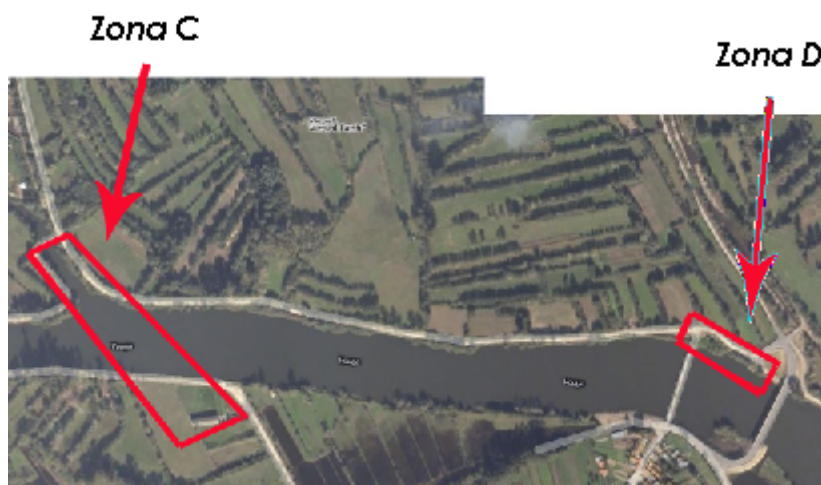


Figura 20 - Imagens aéreas de Vilarinho indicando a zona onde foram obtidas as fotografias á superfície.

#### Zona A

Novembro de 2007



Dezembro de 2008



Junho de 2008



### Zona B

Janeiro de 2008



Junho de 2008



Outubro de 2008



### Zona C

Novembro de 2007



Junho de 2008



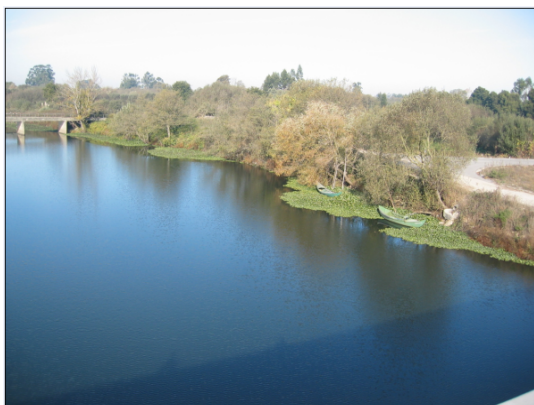


Outubro de 2008



Zona D

Novembro de 2007



Janeiro de 2008



Junho de 2008



Outubro de 2008



Figura 21 – Fotografias tiras em diferentes alturas e zonas de Vilarinho



A figura 22 identifica as Zonas em Cacia, em que foram feitas observações mensais, e registo fotográfico sempre que se notou alteração das manchas de jacinto-aquático (Figura 23).

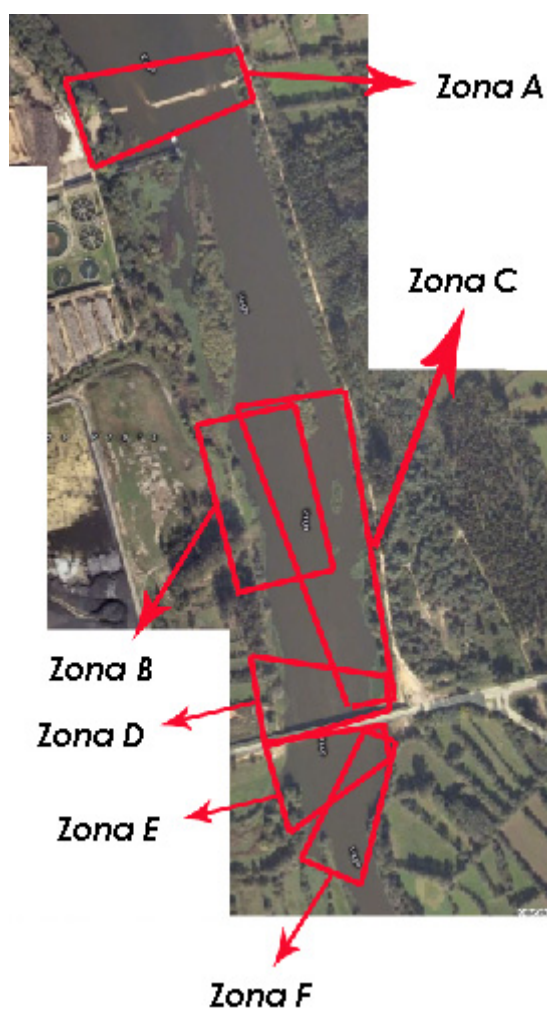


Figura 22 - Imagens aéreas de Cacia indicando a zona onde foram obtidas as fotografias á superfície.

## Zona A

Novembro de 2007



Junho de 2008



Outubro de 2008



## Zona B

Novembro de 2007



Janeiro de 2008





Maio de 2008



Outubro de 2008



Zona C

Novembro de 2007



Dezembro de 2007



Janeiro de 2008



Junho de 2008



Outubro de 2008



Zona D

Novembro de 2007



Dezembro de 2007



Junho de 2008



Outubro de 2008





## Zona E

Novembro de 2007



Dezembro de 2007



Janeiro de 2008



Junho de 2008



Outubro de 2008



Zona F

Novembro de 2007



Dezembro de 2007



Janeiro de 2008



Junho de 2008



Outubro de 2008



Figura 23 – Fotografias tiras em diferentes alturas e zonas de Cacia



A figura 24 identifica as Zonas em Angeja, em que foram feitas observações mensais, e registo fotográfico sempre que se notou alteração das manchas de jacinto-aquático (Figura 25).



Figura 24 - Imagens aéreas de Angeja indicando a zona onde foram obtidas as fotografias á superfície.

#### Zona A

Novembro de 2007



Dezembro de 2007



Junho de 2008



Outubro de 2008



Zona B

Novembro de 2007



Dezembro de 2007



Junho de 2008



Outubro de 2008





### Zona C

Novembro de 2007



Dezembro de 2007



Junho de 2008



Outubro de 2008



Figura 25 – Fotografias tiras em diferentes alturas e zonas de Angeja

A figura 26 identifica as Zonas em S. João de Loure, em que foram feitas observações mensais, e registo fotográfico sempre que se notou alteração das manchas de jacinto-aquático (Figura 27).

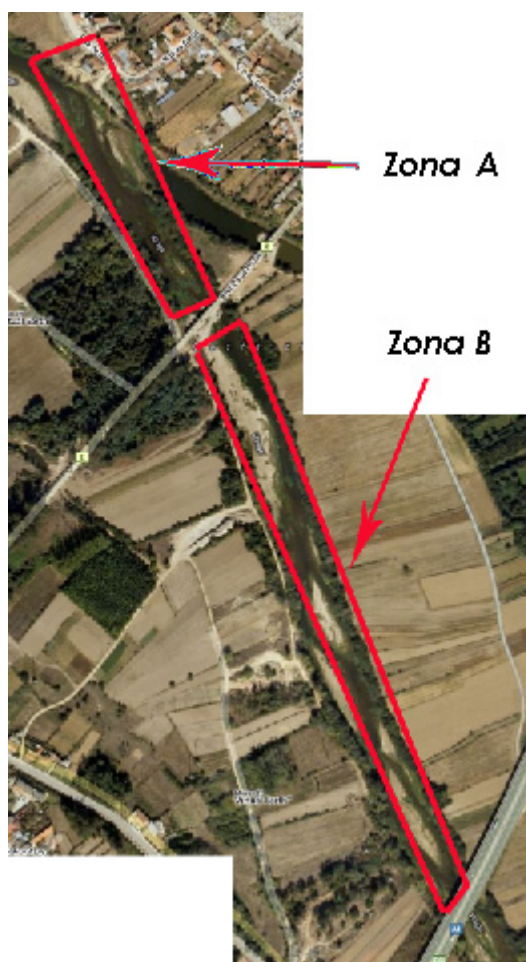
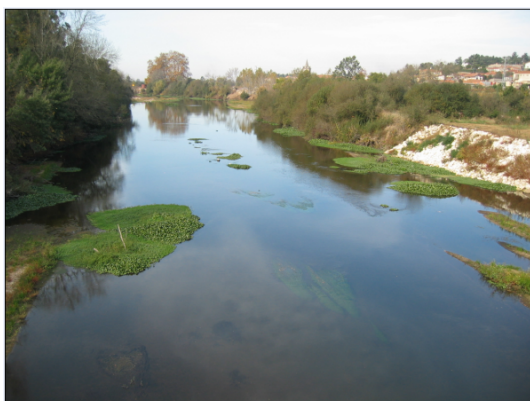


Figura 26 - Imagens aéreas de S. João de Loure indicando a zona onde foram obtidas as fotografias á superfície.

#### Zona A

Novembro de 2007



Dezembro de 2007





Junho de 2008



Outubro de 2008



Zona B

Novembro de 2007



Dezembro de 2007



Junho de 2008



Outubro de 2008



Figura 27 – Fotografias tiras em diferentes alturas e zonas de S.João de Loure.

Como se pode ver no conjunto de fotografias, no mês de Outubro, aumentaram novos focos de infestação de jacintos-aquáticos por desprendimento das formas flutuantes (com estolhos e longos pecíolos) e sua deslocação pelo vento e pelo movimento da água até à ancorarem em locais onde existem obstáculos naturais ou artificiais, dando início a uma fase de expansão horizontal, com a ocupação de vastas áreas (fotografias relativas ao mês de Novembro). Na fase inicial de desenvolvimento as plantas apresentam pecíolos alargados, não ultrapassando em comprimento os 30 cm, independentemente da idade da planta. Em áreas onde o espaço já está todo ocupado por plantas, segue-se uma fase de competição entre as plantas, com a sua expansão vertical, levando estas a apresentarem pecíolos mais longos, dos 30 cm a 100 cm.

As temperaturas baixas e as geadas, a partir do mês de Dezembro até Fevereiro, afectaram notoriamente as partes verdes das plantas que acabam por secar, adquirindo cor acastanhada reflexo da estagnação da actividade biológica.

Os estragos na planta aumentam o seu peso por volume, com perda da capacidade de flutuação. As plantas vão-se decompondo e desintegrando progressivamente, excepto os estolhos e rizomas que permanecem. Desde a Primavera Março-Abril ao final do Verão Setembro-Agosto e, apesar do aumento de luz e temperatura, a formação de novas plantas não levou ao aumento da área coberta, ocorrendo dispersão apenas por arrastamento pontual nas águas e em pequenas parcelas. Verificou-se assim que o crescimento do jacinto-aquático é tardio (Outubro), e tendo em conta que as plantas aquáticas se acumulam de acordo com o regime hidrológico e crescem dependendo das condições climáticas locais e da biologia da espécie, uma das razões para este facto será possivelmente a diminuição do caudal no fim do verão que permitiu às plantas ancorarem e consequentemente expandirem-se. Por outro lado em Março-Abril com um pico de pluviosidade e caudal levou a que a maior parte das plantas desaparecesse por arrastamento nas cheias. As populações de jacintos-aquáticos não floresceram durante o período deste trabalho. O padrão de distribuição e a rápida ocupação de sistemas de drenagem podem ser explicados pelo modo de propagação e pelo tipo de forma de vida que possui - flutuante, por vezes ancorada, mas, sem ligação ao substrato e com propagação vegetativa.

A pinheirinha-de-água apresentou dois tipos morfológicos distintos que podem corresponder a duas espécies distintas; um caracteriza-se por ser totalmente submerso, com caule único e folhas largas e outro parcialmente emerso formado por uma densa canópia e com um sistema radicular bastante desenvolvido.

A mudança nas hastes aéreas acima da água foi notável, apontando para uma competição intra-específica no verão. Quando as plantas verdes chegaram a superfície da água, o padrão de crescimento mudou para o padrão horizontal, com amplas ramificações laterais. Esta mudança é para prevenir directamente a concorrência de qualquer outra macrófita aquática, e é seguida por um crescimento vertical do caule. A pinheirinha-de-água mostrou ser um forte competidor pelo espaço, capaz de crescer rapidamente e produzir grandes quantidades de biomassa durante o Verão, embora em áreas restritas, com pouca corrente.

#### 4.4. Caracterização dos parâmetros da biomassa

As quantidades de macrófitas recolhidas em cada expedição são apresentadas na tabela 4.

Tabela 4: Quantidades de macrófitas recolhidas em cada expedição.

Data de colheita	Local	N. ° de exemplares / m <sup>2</sup>	
		Eichhornia crassipes	Myriophyllum aquaticum
17-11-2007	Cacia (Ponte Outeiro)	33	-
	Angeja (Ponte Margem Sul)	39	65
01-12-2007	Cacia (vilarinho)	85	-
	Eirol (AEI)	8	116
20-02-2008	Cacia (vilarinho)	44	-
	Eirol (AEI)	46	-

11-10-2008	Cacia (Ponte Outeiro)	37	-
	Cacia (fabrica)	39	-
	Angeja (Ponte Margem Sul)	-	*

\* indeterminado, devido ao elevado ao muito elevado número de exemplares.

Na tabela 5 e 6 são apresentados os resultados da determinação da quantidade da biomassa húmida e seca (ao ar). São apenas relativos à primeira colheita (17-11-2007), pois só nesta colheita a biomassa ficou totalmente seca passados 10 dias de secagem ao ar. De notar que a colheita de *Myriophyllum aquaticum* não inclui a totalidade do rizoma que esta sob o sedimento, uma vez que estas plantas são frágeis e quebram ao serem colhidas.

Tabela 5: Quantidade da biomassa húmida e seca (ao ar) na *Eichhornia crassipes*

Data de colheita	Local	Peso humido / área (g/m <sup>2</sup> )	Peso seco ao ar / área (g/m <sup>2</sup> )	Teor de humidade
17-11-2007	Cacia (Ponte Outeiro)	14465	562	0,96
	Cacia (Vilarinho)	10590	460	0,96

Tabela 6: Quantidade da biomassa húmida e seca (ao ar) no *Myriophyllum aquaticum*

Data de colheita	Local	Peso humido / área (g/m <sup>2</sup> )	Peso seco ao ar / área (g/m <sup>2</sup> )	Teor de humidade
17-11-2007	Angeja (Ponte Margem Sul)	1790	150	0,92

Notou-se uma redução acentuada, na ordem dos 96% no caso da *Eichhornia crassipes* e 92 % no caso do *Myriophyllum aquaticum*. O método utilizado para secagem ao ar foi espalhar as macrofitas no chão para secagem natural ao ar, durante o período de 10 dias, à sombra.

Abdelhamind and Gabr (1991) em condições de secagem semelhantes relata um teor de humidade na *Eichhornia crassipes* de 90 %.

Na figura 28 e 29 são apresentados os resultados relativos á determinação da massa seca a 105° C em vários pontos e datas de amostragem de ambas as macrófitas. Analisando os resultados destas duas figuras, conclui-se inicialmente que *Eichhornia crassipes* é a macrófita que fornece maior quantidade de biomassa. E como também é exposto, a quantidade de biomassa seca para ambas as macrófitas apresenta grande variação temporal e espacial, para uma mesma espécie. Os valores variam entre 281 e 1950 g/m<sup>2</sup> para *Eichhornia crassipes*, e entre 126 e 427 g/m<sup>2</sup> para *Myriophyllum aquaticum*. Apresentar os resultados encontrados por outros autores, que trabalharam noutros locais e noutras datas, não seria significativo. A parte aérea da planta (folhas e pecíolos) representa quase 80 % do peso da planta, para a média dos resultados (que considera os diferentes estádios de maturação da planta).

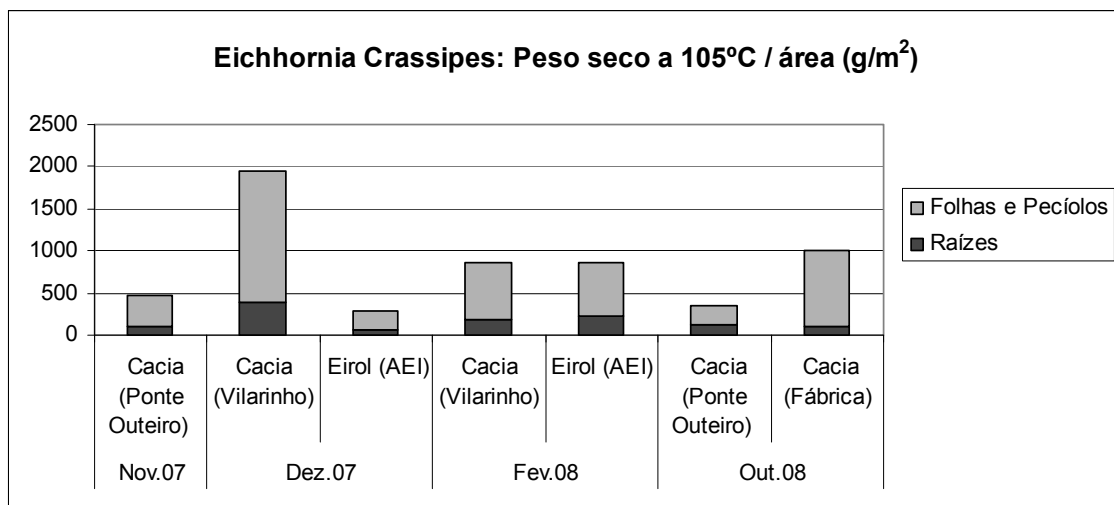


Figura 28 - Evolução sazonal da massa seca a 105°C por unidade de área de cobertura na *Eichhornia crassipes* nos vários pontos de amostragem.

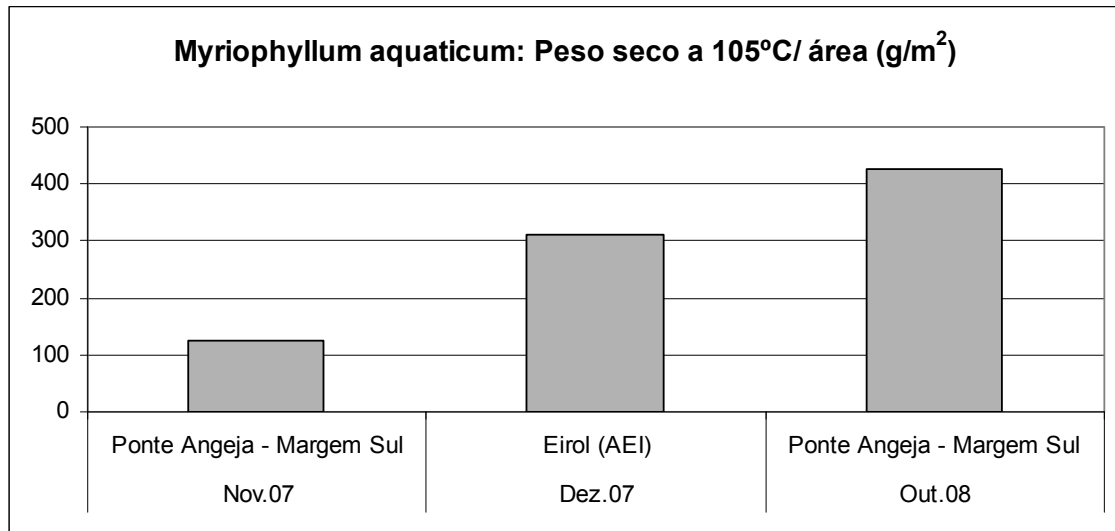


Figura 29 - Evolução sazonal da massa seca a 105°C por unidade de área de cobertura no *Myriophyllum aquaticum* nos vários pontos de amostragem. Amostras que contêm caules e folhas.

Nas figuras 30 e 31 são apresentados os resultados relativos à determinação do teor de humidade em vários pontos e datas de amostragem de ambas as macrófitas. Analisando os resultados destes dois gráficos, conclui-se que o teor de humidade não variou muito nos vários pontos e datas de amostragem, sendo os resultados relativos à colheita de Outubro de 2008 desprezados uma vez que se verificou que ao fim dos 10 dias de secagem ao ar as plantas ainda não se encontravam bem secas. No caso da *Eichhornia crassipes* tal facto ajuda a evidenciar que a secagem é mais rápida nas raízes do que nas folhas e pecíolos, que devido à sua estrutura esponjosa conseguem reter água durante mais tempo. Ainda relativamente a esta planta verifica-se que o teor de humidade é equivalente nas raízes e nas folhas e pecíolos.



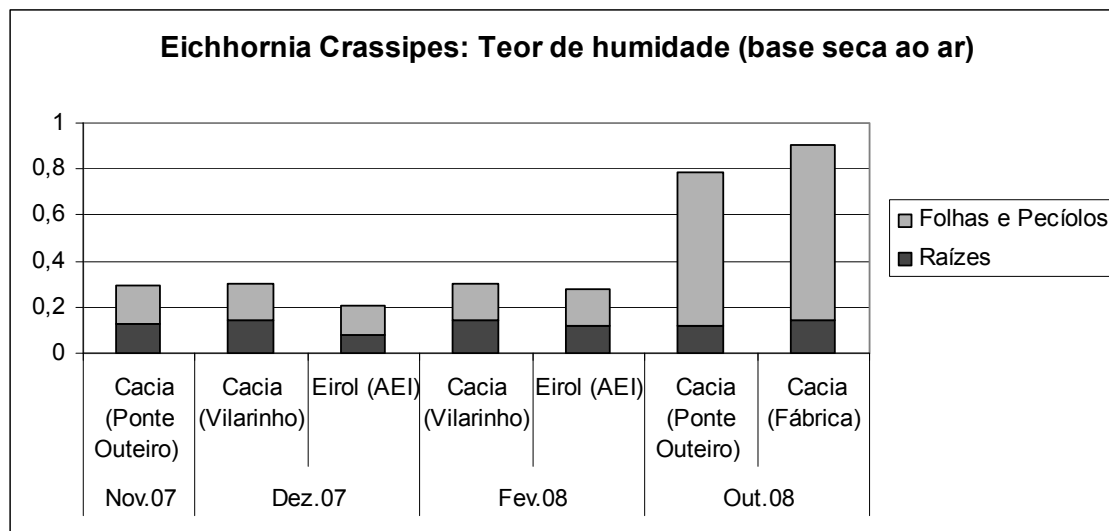


Figura 30 - Evolução sazonal do teor de humidade na *Eichhornia crassipes* nos vários pontos de amostragem. Em Outubro de 2008 a secagem ao ar não atingiu um patamar de peso estável.

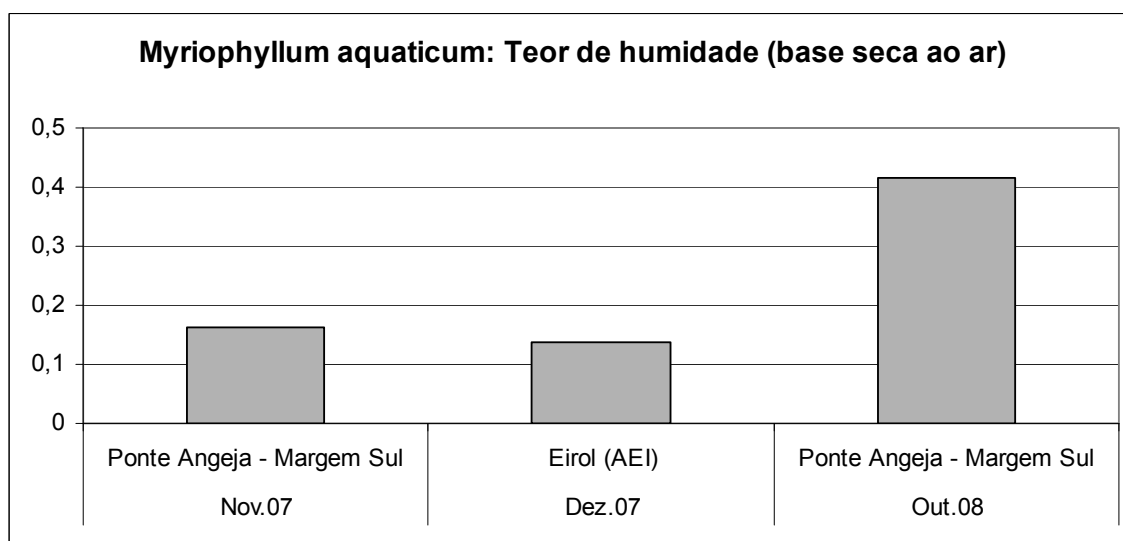


Figura 31 - Evolução sazonal do teor de humidade no *Myriophyllum aquaticum* nos vários pontos de amostragem. Em Outubro de 2008 a secagem ao ar não atingiu um patamar de peso estável.

Na tabela 7 são apresentados os resultados relativos á determinação do teor de Azoto em vários pontos e datas de amostragem da *Eichhornia crassipes*. Analisando os resultados desta tabela, conclui-se que a percentagem de azoto na

*Eichhornia crassipes* é maior nas folhas e pecíolos comparativamente às raízes, o que vai de encontro ao relatado por outros autores. Nos resultados apresentados nas tabelas 7 e 8 verifica-se uma diminuição do teor de Azoto em ambas as macrófitas desde o mês de Novembro a Fevereiro, tal facto pode dever-se às perdas de azoto na forma de amónia resultante da decomposição progressiva das plantas que se iniciou no mês de Dezembro em consequência das temperaturas baixas e das geadas. Segundo Gunnarsson and Mattsson (1997) a *Eichhornia crassipes* pode conter cerca de 3,2 % (base seca), sendo o resultado apresentado neste trabalho de 1,9 % (valor médio em base seca), ver tabela 12. Por comparação dos resultados da tabela 12 conclui-se que o Azoto está presente em menor quantidade na *Eichhornia crassipes* comparativamente a *Myriophyllum aquaticum*, esta apresenta um teor de 2,8 % (valor médio em base seca). Na literatura consultada apenas foram encontrados resultados relativos aos tecidos do rizoma desta planta, estes resultados variam entre 0,14 e 0,34 % (base seca), sendo que é neste tecido onde ocorre maior acumulação deste nutriente, cerca de 50 % do Azoto total. (Sytsma, 1993 e Rejmanek, 1991).

Tabela 7 - Evolução sazonal de Azoto na *Eichhornia crassipes* nos vários pontos de amostragem.

Data de colheita	Local	N (g/m <sup>2</sup> )			% N		
		Folhas e Pecíolos	Raízes	Total	Folhas e Pecíolos	Raízes	Total
17-11-2007	Cacia (Ponte Outeiro)	10,32	1,61	11,94	2,71	1,74	2,22
01-12-2007	Cacia (vilarinho)	34,31	6,10	40,41	2,20	1,56	1,88
20-02-2008	Cacia (vilarinho)	12,16	8,52	20,68	1,82	1,25	1,54

Tabela 8 - Evolução sazonal de Azoto no *Myriophyllum aquaticum* nos vários pontos de amostragem.

Data de colheita	Local	N (g/m <sup>2</sup> )	% N
17-11-2007	Angeja (Ponte Margem Sul)	3,69	2,93
01-12-2007	Eirol (AEI)	8,24	2,75

Na tabela 9 são apresentados os resultados relativos á determinação do teor de Fósforo em vários pontos e datas de amostragem da *Eichhornia crassipes*. Analisando os resultados desta tabela, conclui-se que o teor em Fósforo apresenta uma grande discrepância relativamente aos resultados apresentados por outros autores. De acordo com Abdelhamid and Gabr (1991) a composição em fósforo é de 0,53 %(MS) mas valores mais baixos como 0,32 %(MS) terão sido encontrados (Gunnarsson and Mattsson,1997). Este facto pode-se dever ás diferenças de metodologia na amostragem (quantidades colhidas) e determinação em laboratório, á diferença de datas dos trabalhos, além das já comentadas variações sazonais e espaciais.

Outro aspecto a reter da análise desta tabela é o facto do teor em Fósforo na *Eichhornia crassipes* ser maior nas raízes comparativamente ás folhas e pecíolos na colheita do mês de Novembro, e ser maior nas folhas e pecíolos comparativamente ás raízes nas colheitas do mês de Dezembro e Fevereiro.

Isto é explicado pela habilidade que esta planta tem em distribuir as fontes de Fósforo pelas várias partes da planta sobre condições variáveis de disponibilidade deste nutriente (Xie, 2004). Waisel et al. (1990) encontram maiores taxas de translocação de fósforo dos caules e folhas submersas em direcção às raízes do que no sentido oposto, sendo de opinião que os fosfatos solúveis são rapidamente absorvidos, enquanto a maior parte das formas de fósforo nos sedimentos se encontram precipitadas e fixadas, podendo formar-se zonas de deplecção junto às raízes.

Por comparação dos resultados na tabela 12 conclui-se que o Fósforo está presente em igual quantidade em ambas as macrófitas. Para o *Myriophyllum aquaticum* foram apenas encontrados na literatura consultada resultados relativos aos tecidos do rizoma, estes resultados variam entre 0,02 e 0,08 % (base seca), sendo que é neste tecido onde ocorre uma menor acumulação deste nutriente que se acumula maioritariamente no caule, pelo menos 80% do fósforo total. (Sytsma, 1993 e Rejmanek,1991) esta característica pode explicar o fracasso desta planta invadir áreas com Invernos severos.

Estudos mostram que algumas macrófitas em ambientes com baixas ou flutuantes reservas de nutrientes distribui proporcionalmente uma baixa quantidade de nutrientes para o desenvolvimento e para funções que garantam a sobrevivência, porque uma elevada reserva de nutrientes num ambiente com baixas ou flutuantes reservas de nutrientes vai maximizar benefícios durante períodos de stress.

Tabela 9: Evolução sazonal de Fósforo na *Eichhornia crassipes* nos vários pontos de amostragem.

Data de colheita	Local	P (g/m <sup>2</sup> )			% P		
		Folhas e Pecíolos	Raízes	Total	Folhas e Pecíolos	Raízes	Total
17-11-2007	Cacia (Ponte Outeiro)	0,03	0,01	0,04	0,01	0,01	0,01
01-12-2007	Cacia (vilarinho)	0,16	0,02	0,18	0,01	0,01	0,01
20-02-2008	Cacia (vilarinho)	0,14	0,10	0,25	0,02	0,01	0,02

Tabela 10: Evolução sazonal de Fósforo no *Myriophyllum aquaticum* nos vários pontos de amostragem.

Data de colheita	Local	P (g/m <sup>2</sup> )		% P
		Folhas e Pecíolos	Raízes	
17-11-2007	Angeja (Ponte Margem Sul)	0,01	0,01	0,01
01-12-2007	Eirol (AEI)	0,04	0,01	0,01

Nas figuras 32 e 33 são apresentados os resultados relativos à determinação do teor de metais em vários pontos e datas de amostragem de ambas as macrófitas. Analisando os resultados destes dois gráficos, conclui-se que o Potássio é o metal como maior expressão nas duas espécies de macrofitas. O conteúdo das raízes em Ferro é muito maior do que na parte aérea, o que é consistente com o referido noutros trabalhos. Outros metais como o Sódio, cálcio e magnésio estão presentes em quantidades iguais ou inferiores nas raízes

comparativamente á parte aérea, o que é discordante com o relatado por outros autores. Este facto pode dever-se ao facto de a água nos locais onde as amostras foram colhidas ter baixas concentrações de metais o que pode facilitar a translocação dos metais para a parte aérea. Pelo contrário, plantas que crescem em águas contaminadas por metais têm uma translocação limitada desde a raiz á para a parte aérea (Alka, 2006). Esta ideia também é partilhada por outros autores que mostram que a mobilidade dos metais na planta é mais lenta nas raízes do que na parte aérea. Os resultados também não indicam uma variação sazonal significativa para ambas as macrófitas. De referir que muitos autores encontram correlações positivas significativas entre os nutrientes presentes na água e sedimentos e os nutrientes encontrados nos tecidos vegetais.

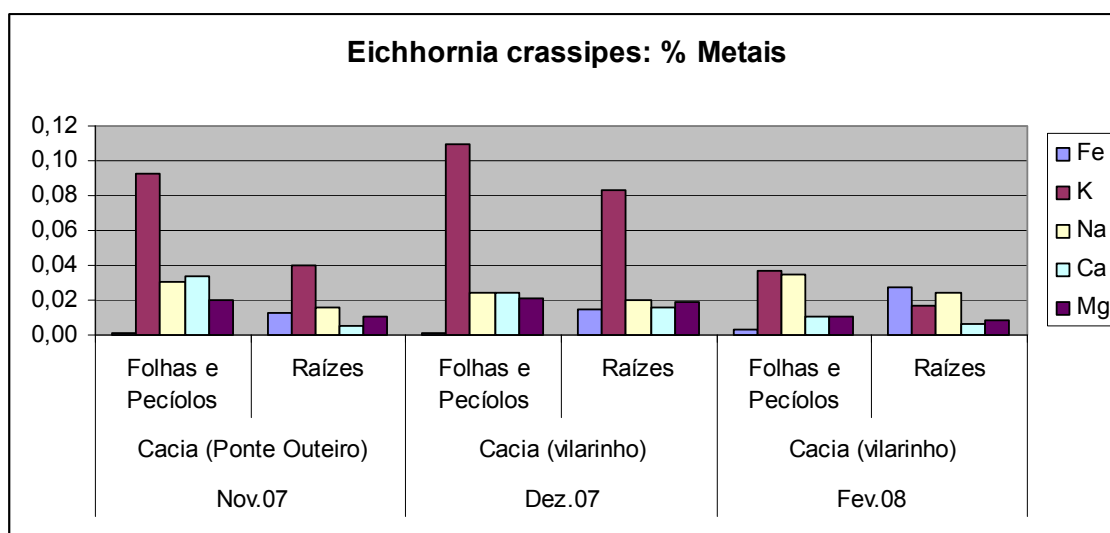


Figura 32 - Evolução sazonal do teor de Metais na *Eichhornia crassipes* nos vários pontos de amostragem.

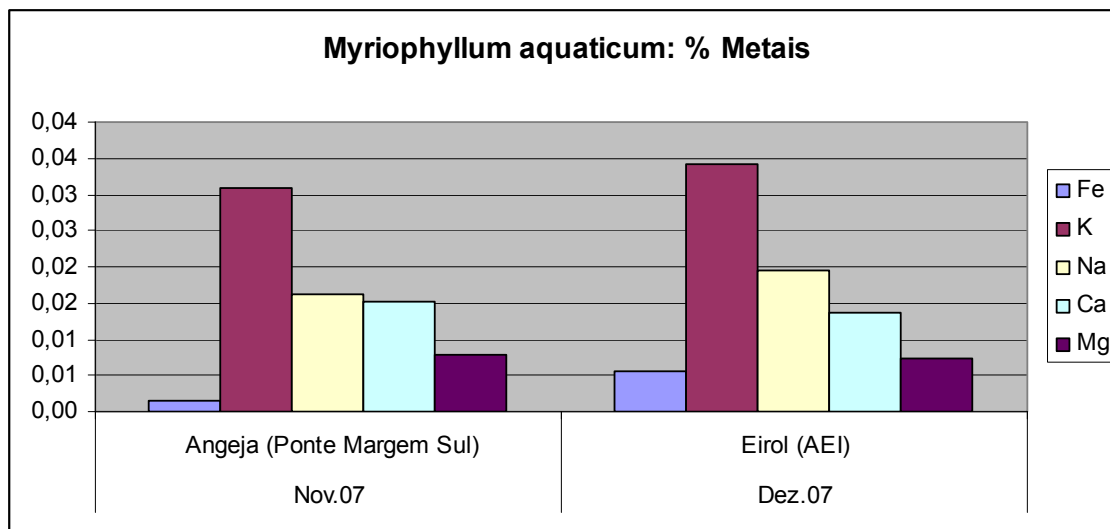


Figura 33 - Evolução sazonal do teor de Metais no *Myriophyllum aquaticum* nos vários pontos de amostragem.

As tabelas 11 e 12 apresentam os valores médios das várias amostragens já referidas anteriormente.

Tabela 11: Resumo das médias dos pesos secos ao ar, seco a 105 °C e peso seco sem cinzas.

	Peso seco ao ar / área (g/m <sup>2</sup> )	Peso seco a 105° C / área (g/m <sup>2</sup> )	Peso seco sem cinzas / área (g/m <sup>2</sup> )
Eichhornia Crassipes	1305 ± 1221	828 ± 570	714 ± 547
Myriophyllum aquaticum	413 ± 293	288 ± 152	168 ± 93

Tabela 12: Resumo das médias dos teores e das massas de Azoto e Fósforo

	m N / área (g N / m <sup>2</sup> )	% N	m P / área (g P / m <sup>2</sup> )	% P
Eichhornia Crassipes	24,34 ± 14,58	1,88 ± 0,34	0,16 ± 0,11	0,01 ± 0,00
Myriophyllum aquaticum	5,96 ± 3,22	2,84 ± 0,13	0,03 ± 0,02	0,01 ± 0,00

Como foi dito anteriormente, as imagens aéreas são datadas de Novembro de 2005 correspondendo á fase de maior cobertura pelo jacinto-aquático, e por isso a área determinada a partir dessas imagens aproxima-se da área máxima coberta por jacintos-aquáticos.

Combinando a distribuição espacial dos jacintos-aquáticos obtida através do tratamento das imagens aéreas com os valores de biomassa determinados no campo e na mesma fase de desenvolvimento estimou-se a quantidade de biomassa destas plantas na área estudada. A tabela 14 apresenta os valores de biomassa estimados.

Tabela 14: Biomassa estimada por combinação de dados de campo e imagens aéreas para a fase de maior cobertura pelo jacinto-aquático.

	Peso seco a 105°C	N	P
Biomassa (g/m <sup>2</sup> ) campo	474	12	0,04
Biomassa (Kg) campo e imagens	45081	1137	3,8

A eventual recolha desta biomassa permite retirar do meio aquático, no troço final do Rio Vouga uma massa significativa de azoto, mas não tem importância relativamente ao fósforo. Não sendo retirada a biomassa de jacintos-aquáticos, esta é na maior parte transferida para a Ria de Aveiro durante o Inverno.

## 5 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos ao longo deste estudo permitiram tirar as seguintes conclusões:

- A área ocupada pela população de jacintos-aquáticos foi de 9,5 ha, ou seja, 10,6 % da área de estudo. De maneira geral, constata-se que esta espécie é mais frequente ao longo das margens do troço final do Rio Vouga, presa entre a vegetação das margens, no entanto em certos locais o manto de jacintos-aquáticos vai de uma margem á outra ocupando todo o curso de água.
- Foi observado que os jacintos-aquáticos são na sua maior parte transportados pela corrente do rio quando ela é significativa; este facto tem importantes implicações na definição de medidas para o controlo desta planta, que podem recorrer á sua remoção em locais de retenção temporários. Outra consequência do transporte dos jacintos-aquáticos pela corrente do rio é a sua entrada na Ria de Aveiro; assim alguma área da Ria recebe em certos momentos cargas significativas de biomassa e de nutrientes.
- Os jacintos-aquáticos iniciam o seu crescimento e expansão no mês de Outubro e vão-se decompondo e desintegrando progressivamente a partir do mês de Dezembro. Se ocorrer remoção destas plantas nessa altura então elas podem ter um papel importante na gestão dos nutrientes em sistemas aquáticos uma vez que é assegurada a remoção destes antes que voltem a entrar no sistema aquático devido á decomposição da planta.
- Não foi possível estudar a alteração da composição que ocorre com o envelhecimento das plantas devido á heterogeneidade das amostras, ou seja, todas elas apresentavam plantas jovens e adultas. *Eichhornia crassipes* apresentou um teor de humidade de 96% e *Myriophyllum*



*aquaticum* de 92 %. O Azoto está presente em maior quantidade no *Myriophyllum aquaticum* comparativamente a *Eichhornia crassipes*, 2,8% e 1,9% respectivamente, sendo que percentagem de azoto nesta última é maior nas folhas e pecíolos comparativamente às raízes. O teor em Fósforo está presente em igual quantidade em ambas as macrófitas, no entanto este resultado apresenta uma grande discrepância relativamente aos resultados apresentados por outros autores. O conteúdo das raízes em Ferro é muito maior do que na parte aérea e o Potássio é o metal como maior abundância nas duas espécies de macrófitas.

- A utilização exclusiva de um meio de luta não permite a obtenção de resultados satisfatórios e duradouros. Apesar da utilização das macrófitas ser muitas vezes viável, na maioria dos casos as infestantes aquáticas provocam situações cuja resolução só muito dificilmente é compatível com o seu aproveitamento para outros fins. A aplicação na agricultura, nomeadamente espalhar as plantas nos campos sem qualquer processo a não ser a secagem ao sol, parece ser a melhor alternativa a usar a nível local, devido à reduzida perda de nutrientes, ao trabalho requerido e ao facto de não serem necessário grandes investimentos ou nova tecnologia.

## BIBLIOGRAFIA

Abdelhamid, M., Gabr, A., (1991) Evaluation of water hyacinth as feed for ruminants. Archives of Animal Nutrition (Archiv fuer Tiererna"hrung)

Alimi, T. & Akinyemiju, O. A.(1990) An economic analysis of water hyacinth control methods in Nigeria. J.Aquat. Plant Manag.

Ali N, Chaudhary B, Khandelwal S. (2004) Better use of water hyacinth for fuel, manure and pollution free environment. Indian J Environ Prot

Azevedo M. (1988) Novos conceitos sobre eutrofi zação. *Revista DAE* Barrett SCH. Sexual reproduction in Eichhornia crassipes (water hyacinth): 2. Seed production in natural populations. J Appl Ecol

Bolenz, S., Omran, H., Gierschner, K. (1990) Treatments of water hyacinth tissue to obtain useful products. Biological Wastes

Borrego, C. Moreira, M.H., Fernandes, C.I. & Pinho, R.M. (1995) Estudo de avaliação da vulnerabilidade da capacidade de recepção de águas e zonas costeiras em Portugal. *Recursos naturais da zona costeira e seus habitats. Ria de Aveiro e Pateira de Fermentelos*. IDAD/U.A. Aveiro.

Bortolotto I.M e Neto3 G.G. (2204) O uso do camalote, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, Pontederiaceae, para confecção de artesanato no Distrito de Albuquerque, Corumbá, MS, Brasil

Calado, A., Freitas, A. & Veloso, V. (1991) Algas da Pateira de Fermentelos numa situação de Inverno. *Rev. Biol. U. Aveiro*

Camargo, M. (1991) Dinâmica do nitrogênio e do fosfato em uma lagoa marginal do Rio Mogi – Guaçu (Lagoa do Mato, SP). São Carlos, SP. UFSCar, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais.

Catarino, L.; Ferreira, T. & Moreira, L (1995) Ensaio de luta biológica contra infestantes aquáticas com utilização da carpa herbívora. Relatório preliminar. Instituto superior de agronomia.

Chanakya Chanakya, H.N., Borgaonkar, S., Meena, G., Jagadish, K.S., (1993) Solidphase biogas production with garbage or water hyacinth. Bioresource Technology

Charudattan, R.; de Valerio, J. T. & Prange, V.J. (1990) Microbial control of aquatic weeds.

Cilliers, C.J. (1998) First attempt at the biological control of the weed, *Myriophyllum aquaticum*, in South Africa. Aquatic Weeds

Dawson, F. H. (1981) The reduction of light as a technique for the control of aquatic plants – an assessment. Proc. Conf. Aquatic Weeds and their Control

Dawson, F. H. (1988) Water flow and the vegetations of running waters. In J.J. Symoens (ed.), Vegetation of Inland Waters. Handbook of Vegetation Science no.15, vol. 1. Kluwer Academic Publ. Dordrecht.

Denny, P. (1987) Mineral cycling in wetland plants. Arch . Hydrobiol. Beih. Ergbn. Limnol.

Domingos , D.; Paschoa, L.; Martins, D.; Costa, V. (2005) Alocação de biomassa e nutrientes em *Myriophyllum aquaticum* sob diferentes níveis de macronutrientes.

Esteves, F.A. (1998) Fundamentos de liminologia. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência.

Ferreira, I., Martins, F., Coelho, C. (2002) PROJECTO ESGIRA-MARIA: Estrutura de Gestão Integrada para a Ria de Aveiro - A Gestão Integrada dos Campos Agrícolas do Baixo Vouga Lagunar

Gangstad, E. O. (1986) Freshwater vegetation management. Thomas Publications. Fresno, California

Gopal, B. (1987) Water hyacinth. Elsevier. Amsterdam.

Gupta, M.K., Shirivastava, P., Singhal, P.R.D., (1996). Decomposition of young water hyacinth leaves in lake water. Hydrobiologia.

Granato, M. (1995) Utilização do aguapé no tratamento de efluentes com cianetos. Rio de Janeiro: CETEM/CNPq, Série Tecnologia Ambiental, n. 5

Groot, P. J (1993) Introduction and Summary. Workshop Control of Africa's floating water weeds. London

Guimarães, T. (2000) Utilização do sistema de informação geográfica (SIG) para identificação de áreas potenciais para disposição de resíduos na bacia do Paquequer, município de Teresópolis – RJ, Coordenação dos Programas de Pós-Graduação de Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro (COOPE), Rio de Janeiro.

Gunnarsson, C., Mattsson, C., (2006) Water hyacinth as a resource in agriculture and energy production: A literature review. Swedish University of Agriculture, Uppsala.

Gunnarsson, C.G., Stuckey, D.C., (1986) Anaerobic Digestion, Principles and Practice for Biogas Systems. Integrated Resource Recovery Series 5. National Oceanic and Atmospheric Administration, US Department of Commerce

Hammer, D.A. (1989) Constructed wetlands for wastewater treatment, municipal, industrial and agricultural. Chelsea.

Harley, K. L. S. (1990) The role of biological control in the management of water hyacinth, *Eichhornia crassipes*. Biocontrol News and information.

Haug, R.T., (1993) The Practical Handbook of Compost Engineering. Lewis Publishers, Haug Engineers

Invasive Species Specialist Group (ISSG) (2005). Global Invasive Species Database – *Myriophyllum brasiliense*. Disponível:  
<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?sl=401&fr=1&sts=sss>

Kern-Hansen, U & Holm, T.F. (1982). – Aquatic plant management in Danish streams. Proc. Ewrs 6<sup>th</sup> Int. Symp. Aquatic Weeds.

Khattab, A.F.; El-Gharably, Z. (1990). – Aquatic weeds and their effect on channel roughness. Proc. 8th Int. Ewrs Symp. Aquatic Weeds.

Kumar S (2005). Studies on efficiencies of bio-gas production in anaerobic digesters using water hyacinth and night-soil alone as well as in combination. Asian J Chem

Macdonald, E. G.; Langeland, A. K. (2001) Aquatic weed management alternatives for tropical areas. In: Congresso de la asociion latinoamericana de malezas, 15.

Machado, C. & Rocha, F. (1998) Control of *Myriophyllum aquaticum* and *typha* spp. In *Aquatic Weeds*

Malik A. (2005) Environmental challenge vis a vis opportunity: The case of water hyacinth. Indian Institute of Technology, India.

Mitchell, D. S. (1986) The impacts of aquatic weed control on aquatic ecosystems. *Aquatic Weeds*.

Mondardo, E.; Gonçalves J, (2006) Uso da macrófita aquática (*Eichhornia crassipes*) na remoção de cobre e zinco em biofertilizante de origem suína, Revista PUBLICATIO UEPG - Ciências Exatas e da Terra, Ciências Agrárias e Engenharias da Universidade Estadual de Ponta Grossa.

Monteiro, A. (1989) Infestantes aquáticas. Luta química e impacte ambiental. Dissertação de mestrado. Produção Vegetal. Lisboa

Moreira, I., Ferreira, T. & Monteiro, A. (1989) Aquatic weed bioecology and control in Portugal. A review. Lisboa

Moreira, Ilídio et al (1999) Estudos sobre biologia e combate do jacinto-aquático (*Eichhornia crassipes*). Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.

Moreira, I., Catarino, L.; Ferreira, T. & Monteiro, A. (1998) Gestão das infestantes aquáticas. Lisboa

Moreira, I., Ferreira, T. & Monteiro, A. (1999) Biology and Control of Parrotfeather in Portugal. Lisboa

Moreira, I., Ferreira, T. (2002) Plantas infestantes e invasoras de ecossistemas dulçaquícolas

Mosse, A.; Chagas (1980) Utilização de lagoas de maturação com aguapé (*Eichhornia crassipes*) na remoção de algas e coliformes em efluentes de lagoas de estabilização. Engenharia Sanitária.

Muramoto S, Aoyama I, Oki Y (1991) Effect of salinity on the concentration of some elements in water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) at critical levels. J Environ Sci Health;

Nichols, S. A. & Lathrop, R. C. (1994) Impact of harvesting on aquatic plant communities in Lake Wingra, Wisconsin. J Aquat. Plant. Manage.

Oberholzer, I; Mafokoane, D.; Hill, M. (2007) The Biology and Laboratory Host Range of the Weevil *Listronotus Marginicollis* (Hustache) (Coleoptera: Curculionidae), a Natural Enemy of the Invasive Aquatic Weed *Myriophyllum Aquaticum* (Velloso) Verde (Haloragaceae). Report to the Water Research Commission.

Okafor, L (1982) A preliminary survey on the major aquatic weeds os Lake Chad, Nigeria. Proc. 6<sup>th</sup> EWRS Int. Symp. Aquatic Weeds.

Okeyo, D. O. (1989) Herbivory in freshwater fishes: a review. Israely J.Aquaculture – bramidgeh

Olivares E, Colonnello G. (2000) Salinity gradient in the Mánamo River, a dammed tributary of the Orinoco Delta, and its influence on the presence of *Eichhornia crassipes* and *Paspalum repens*. Interciencia.

Patel et al., Patel, V., Desai, M., Madamwar, D., (1993) Thermochemical pre-treatment of water hyacinth for improved biomethanation. Applied Biochemistry and Biotechnology 42,

Pitlo, H. (1990) Oversizing, and reduced maintenance in relation to aquatic plant growth and flow resistance. Proc. Ewrs 8 th In Symp. Aquatic Weeds.

Plantas invasoras em Portugal (2008) Projecto INVADER (POCTI/BSE/42335/2001). Disponível: <http://www.uc.pt/invasoras>

Practical action (1997). Water hyacinth control and possible uses. Disponível em: <http://www.praticaleaction.org>

Rebelo, O. (2002) Mechanisms underlying the water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) – weevils (*Neochetina bruchi* and *N. eichhorniae*) – microsporidia (*Microsporidium* sp.)

Robson, T. O. (1977) Perspectives of biological control of aquatic weeds in temperate climatic zones.

Rodrigues, N.S. (1985) Aguapé uma alternativa no tratamento de esgotos. *Pau-Brasil*

Romitelli, M.S. (1983) Remoção de fósforo em efluentes secundários com emprego de macrófitas aquáticas do género *Eichhornia*. *Revista DAE*

Simpson, D. & Sanderson, H. (2002) *Eichhornia crassipes*, Pontederiaceae. In Royal

Spencer, W.; Bowes, G. (1990) Ecophysiology of the world's most troublesome weeds. In A.H. Pieterse & K.J. Murphy (eds.), the Ecology and management of Nuisance Aquatic Vegetation. Oxford Univ. Press. Oxford.

Spira, W (1981). Uptake of *Vibrio cholerae* eltor from contaminated water by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Applied Envir. Microbiology*.



Sytsma, D.; Anderson. J. (1993) Biomass, Nitrogen, and Phosphorus Allocation in Parrotfeather (*Myriophyllum aquaticum*). In J. Aquat. Plant Manage.

Van Der Meer M, Verdegem M. (1996) Comparison of amino acid profiles of feeds and fish as a quick method for selection of feed ingredients: a case study of *Colossoma macropomum* (Cuvier).

Van Zon, J.C.J. (1982) Aquatic Weeds. In Holzner, W & Numata, M (eds) Biology and ecology of weeds.

Verma R, Singh SP, Ganesha Raj K (2003) Assessment of changes in water hyacinth coverage of water bodies in northern part of Bangalore city using temporal remote sensing data. Curr Sci

Xie, Y.; Yu, D. (2002) The significance of lateral roots in phosphorus (P) acquisition of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Wuhan University*

Waisel, V.; Oertli, J.J.; Stahel, A. (1990) The role of macrophytes in phosphorus turnover: sources and sinks. Proc. 8<sup>th</sup> Int. Ewes Sump. Aquatic Weeds.

Washington State's Department of Ecology. (2003) Technical Information About Parrotfeather (*Myriophyllum aquaticum*).  
Disponível: <http://www.ecy.wa.gov/programs/wa/plants/weeds/aqua003.html>.

Weslake, D F (1981) The development and structure of aquatic weed populations. Proc. Conf. Aqu. Weeds and their control.

Weslake, D. F. & Dawson, F.H. (1982) Thirty years of weed cutting on a chalk-stram. Aquatic Weeds.

Wetzel, R. (1988) Water as an environment for plant life. In J.J. Symones (ed.), Vegetation of Inland Waters. Handbook of Vegetation Science no.15, vol 1. Kluwer Academic Publ. Dordrecht.

Wetzel, R. (1989) Land-water interfaces: metabolic and limnological regulators. Vehr. Internat. Verein. Limnol.

Wetzel, R. (2001) Limnology lake and river ecosystems. 3.(ed). Academic Press, California.

Wilson JR, Holst N, Rees M. (2005) Determinants and patterns of population growth in water hyacinth. Aquat Bot

Wivstad, M., (1997) Green-Manure Crops as a source of Nitrogen in Cropping Systems. Department of Crop Production Science, SUAS, Uppsala, Sweden

Zhou Y, Kong X, Hao L, Fu Q, Gao W (1996) Two-phase anaerobic digestion of water hyacinth and animal excretion. Research of Environmental Sciences

Sena, C. (2007) Interações água subterrânea – água superficial na zona da Pateira de Fermentelos (Portugal), tese de mestrado apresentada á universidade de Aveiro.

## **Anexos**

## ANEXOS – DESCRIÇÃO DE MÉTODOS E PROCEDIMENTOS

### 1. *Determinação do peso seco a 105°C (Procedimento com base na CEN/TS 14774-1)*

Procedimento:

- Pesar uma caixa de petri limpa e vazia
- Tomar uma massa de amostra que seja representativa e que contenha uma massa de aproximadamente 10 g. Espalhar a amostra na caixa de petri de forma a ter cerca de 1 g/cm<sup>2</sup> e pesar.
- Pesar uma caixa de petri equivalente, limpa e vazia (referência).
- Secagem na estufa a (105±2) °C durante 60 minutos.
- Arrefecer num exsiccador com sílica até a temperatura ambiente.
- Pesar e repetir a secagem durante períodos de 1 hora até obtenção de uma massa constante (a variação não deve exceder 0,2 % da massa total).
- Determinação da Humidade Total (H<sub>tot</sub> [%] ):

$$H_{parc2}[\%] = \frac{(m2 - m3) - (m4 - m5)}{(m2 - m1)} \times 100 \quad \text{Equação 1}$$

onde,

*m1*- massa caixa de petri [g]

*m2*- massa caixa de petri + amostra antes da secagem [g]

*m3*- massa caixa de petri + amostra secos [g]

*m4*- massa da caixa de petri de referência antes da secagem [g]

*m5*- massa da caixa de petri de referência depois da secagem [g]

$$H_{tot}[\%] = H_{parc1} + H_{parc2} \times \left( 1 - \frac{H_{parc1}}{100} \right) \quad \text{Equação 2}$$

2. *Determinação do Teor de Cinzas a 550°C nas amostras de biomassa  
(Procedimento com base na CEN/TS 14775)*

Procedimento:

- Realizar a determinação numa porção de biomassa triturada ( $d < 1 \text{ mm}$ ), homogeneizada e previamente seca na estufa.
- Espalhar a amostra num cadinho de porcelana de forma a não exceder  $0,1 \text{ g/cm}^2$  de área no fundo.
- Aquecimento da amostra numa mufla até uma temperatura controlada ( $550 \pm 10$ ) °C durante pelo menos 60 minutos.
- Pesagem numa balança com sensibilidade de pelo menos  $0,1 \text{ g}$ .
- Determinação do teor de cinzas ( $Ad [\%]$ ):

$$Ad = \frac{(m8 - m6)}{(m7 - m6)} \times 100 \quad \text{Equação 3}$$

$m6$  - massa cadinho [g]

$m7$  - massa cadinho + amostra [g]

$m8$  - massa cadinho + cinzas [g]

3. *Determinação do Azoto de Kjeldhal (Procedimento com base no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.*

Reagentes:

- Água destilada
- $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$
- $\text{NaOH}$  0,1N
- $\text{K}_2\text{SO}_4$
- $\text{CuSO}_4$
- $\text{H}_2\text{SO}_4$

Preparação das soluções:

- Solução de hidróxido e tiosulfato de sódio:

Dissolver 500g de  $\text{NaOH}$  e 25 g de  $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$  em água e diluir para 1000mL ou preparar a solução de  $\text{NaOH}$  (500 g/L) e de  $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$  (300 g/L); misturar 185mL da 1ª com 15 mL da 2ª.

- Solução de digestão:

Preparar um litro de solução contendo 134 g de  $\text{K}_2\text{SO}_4$ , 7,3 g de  $\text{CuSO}_4$  e 134 mL de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  concentrado (+ 2 mL de  $\text{H}_2\text{SO}_4$ ).

Procedimento:

- Pesar uma quantidade de amostra que deve conter uma massa superior a 0,5 mg de Norg, ( $\pm 200$  mg de amostra) seca a  $60^\circ\text{C}$  e triturada com o pilão, registrando o peso até à décima do miligrama.
- Transferir as amostras pesadas para tubos de Kjeldhal de 250 mL de capacidade, lavando o vidro de relógio com  $\pm 10$  mL de água bidestilada.

- Adicionar 25 mL de reagente de digestão; Adicionar mais 2 mL de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  concentrado, de forma a permitir uma digestão completa

- Digestão das amostras:

Primeira fase: a temperatura do digestor deve rondar os 150 °C, de forma a permitir a evaporação lenta da água das amostras, evitando assim, o risco de perdas. Duração: cerca de 50 minutos com extracção de vapores.

Segunda fase: aumentar a temperatura para os 400 °C de modo a permitir a evaporação do ácido, o que se visualiza pela formação de fumos densos brancos. Duração: cerca de 60 minutos sem extracção de vapores.

- Digestão dos padrões:

Digerir o branco e os padrões de 2.0, 20.0, 200.0 mg/L. A digestão dos padrões decorre da mesma forma que a das amostras, mas o volume padrão a digerir é de 50 mL, tendo atenção a possíveis perdas.

Nota: Após a digestão das amostras e padrões devem permanecer nos tubos de Kjeldhal cerca de 5 mL de solução verde límpida e transparente.

- Destilação das amostras e padrões:

Deixar arrefecer; Adicionar aos frascos de Kjeldhal 50 mL de água bidestilada e 2,0 mL de tiosulfato 30%; Colocar os frascos no destilador e adicionar  $\pm$  40 mL de NaOH 35%; Recolher as amostras em erlenmeyeres ou copos de 125 mL com 25 mL de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  0,04 N.

Para além das amostras e padrões digeridos devem também ser destilados um branco e padrões sem digestão, o que permitirá calcular a recuperação (perda ou contaminação) que ocorre durante a fase da digestão;

- Medir a amónia pelo Método do eléctrodo selectivo de amónia [ 4500-NH<sub>3</sub> D], registando o volume destilado (que deve rondar os 125 mL).

- Calcular as concentrações (% e ppm) nas amostras na base peso seco a 60 °C.

Com base nesta concentração são determinadas a massa de azoto (mg), a % N base seca a 60 °C, % N base volátil na amostra.

4. *Determinação do Fósforo – Método do ácido ascórbico (Procedimento com base no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater )*

Reagentes:

- Água destilada
- NaOH
- $\text{H}_2\text{SO}_4$ , 5N
- Tartarato de Antimónio e Potássio  $\text{K}(\text{SbO})\text{C}_4\text{H}_4\text{O}_6 \cdot 1/2\text{H}_2\text{O}$
- Molibdato de amónio  $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$
- Ácido Ascórbico, 01M

Preparação das soluções:

- Ácido Sulfúrico:

Diluir 70 ml  $\text{H}_2\text{SO}_4$  concentrado em 500 ml de água destilada.

- Tartarato de Antimónio e Potássio:

Dissolver 1,3715g de  $\text{K}(\text{SbO})\text{C}_4\text{H}_4\text{O}_6 \cdot 1/2\text{H}_2\text{O}$  em 400 ml de água destilada, num balão de 500 ml e diluir para o volume.

- Molibdato de amónio:

Dissolver 20g de  $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$  em 500 ml de água destilada.

- Reagente combinado:

Misturar 50 ml de  $\text{H}_2\text{SO}_4$ , 5N, 5 ml de Tartarato de Antimónio e Potássio, 15 ml da solução de molibdato de amónio e 30 ml de Ácido Ascórbico. Agitar depois de cada adição.



Preparação dos padrões:

- *Solução Stock de fosfato*

Dissolver 219,5 mg de  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  anidro em água destilada, e diluir para 1000 ml.

- *Solução padrão de fosfato*

Diluir 10 ml de solução Stock de fosfato em 200 ml de água destilada.

- *Concentração dos padrões*

Adicionar 0, 4, 10, 20 ml de solução padrão de fosfato em balões volumétricos de 100 ml e perfazer com água destilada.

Procedimento:

- Pesar +/- 100 mg de amostra seca a  $60^\circ$  e triturada em erlenmeyers de 100 ml, registrando o peso até à décima de miligrama.

A - Digestão das amostras e padrões:

- Adicionar (5 ml de  $\text{HNO}_3$  + 2 ml de  $\text{H}_2\text{SO}_4$ )
- Digerir no banho de areia até se obter cerca de 1 ml de amostra. Ter cuidado para não secar ( duração de 40 min).
- Arrefecer ligeiramente e adicionar cerca de 20 ml de água bidestilada.

Nota: Se a digestão não ficar completa com a primeira adição de ácidos repetir a adição de 5 ml de  $\text{HNO}_3$ , verificando se ocorreu alguma reacção, ou seja confirmando se que a segunda adição de  $\text{HNO}_3$  se justifica. A partir do momento em que não ocorrer mais nenhuma reacção considera-se que a digestão está completa.

## B – Filtração das amostras

- filtrar as amostras digeridas através de filtros de fibra de vidro previamente lavados com HCL 10% e passados por água destilada.
- Recolher as amostras em balões volumétricos de 100 ml.
- Passar bem por água bidestilada os erlenmeyers e os filtros de forma a transferir toda a amostra para os balões. Ter cuidado para não ultrapassar o volume de 70 ml, deixando alguma margem para a adição de NaOH na neutralização.

## C – Neutralização:

- Adicionar 1 gota de fenolftaleína.
- Adicionar gotas de NaOH 6N suficientes para tornar as amostras e padrões cor de rosa.
- Adicionar gotas de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  5N suficientes para tornar as amostras e padrões novamente incolores.
- Completar os balões até à marca.

## D – Análise do fósforo pelo método do ácido ascórbico

- Transferir 25 ml de amostra/padrão para balões de 50 ml e adicionar 4 ml de reagente combinado.
- Ler as absorvâncias a 880 nm num espectrofotómetro após 10min e não mais de 30min.
- Se a cor for muita intensa diluir.

Calcular as concentrações nas amostras na base peso seco a 60° e na base volátil com base nas rectas de calibração construídas a partir dos padrões digeridos.

5. *Determinação dos Elementos Principais: Ca, Fe, Mg, K, Na (Procedimento com base na CEN/TS 15290)*

Reagentes:

- Água desionizada;
- Ácido Nítrico ( $\text{HNO}_3$ ), 65% (w/w),  $\rho=1.40 \text{ g/mL}$
- Peróxido de Hidrogénio ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ), 30% (w/w),  $\rho=1.11 \text{ g/mL}$
- Ácido Hidrofluórico (HF), 40% (w/w),  $\rho=1.13 \text{ g/mL}$
- Ácido Bórico ( $\text{H}_3\text{BO}_3$ ), 4% (w/w)

Aparato laboratorial:

- Forno de aquecimento adequado para a decomposição; Resistência do forno aquecido pode ser usada a uma temperatura de pelo menos  $220^\circ \text{C}$ , com uma precisão de  $\pm 10^\circ \text{C}$ .
- Recipientes para digestão da amostra destinados ao sistema de aquecimento utilizados, normalmente feitos de teflon.
- Balança com sensibilidade de pelo menos 1 mg
- Balões volumétricos de plástico.

Preparação de amostras:

- Amostras homogêneas, retiradas da biomassa, que podem estar em equilíbrio com a atmosfera do laboratório ou secas na estufa através da aplicação da norma CEN/TS 14774-3.
- Amostras com partículas inferiores a 1 mm, preparadas através da aplicação da norma CEN/TS 14780.

Procedimento:

- Pesar no recipiente, 400 – 500 mg de amostra homogeneizada.

- Adicionar 3 mL de  $\text{H}_2\text{O}_2$  (30%) e esperar entre 1 a 5 minutos.
- Adicionar 8 mL de  $\text{HNO}_3$  (65%).
- Adicionar 0,5 mL de HF (40%) e fechar o recipiente.
- Digerir a amostra, aquecendo-a com uma placa de aquecimento<sup>1)</sup>, através dos seguintes passos:

Passo 1: em uma hora aquecer gradualmente até 200 °C, com variação de 3°C/min;

Passo 2: manter durante 2h nos 200 °C;

- Depois de arrefecer à temperatura ambiente, neutralizar o HF adicionando 5 ml  $\text{H}_3\text{BO}_3$  (4%).
- Voltar a aquecer a amostra de acordo com o seguinte programa de aquecimento para a neutralização (*placa de aquecimento*<sup>1)</sup>):

Passo 1: aquecer o mais rápido possível acima dos 180°C;

Passo 2: manter durante 15min nos 180°C;

- Depois de refrigerar, transferir a digestão para um balão volumétrico. Lavar o interior das paredes de digestão cuidadosamente e transferir a solução para o balão volumétrico. Adicionar um volume apropriado de água destilada à digestão, dependendo do método de detecção a ser usado.